

FACULTAD DE CIENCIAS
GRADO EN CIENCIAS DEL MAR
TRABAJO FIN DE GRADO
CURSO ACADÉMICO [2017-2018]

TÍTULO:

Evaluación del efecto reserva sobre la ictiofauna de hábitat rocoso en las reservas marinas de la Isla de Tabarca (Alicante) e la Isla del Toro (Mallorca)

AUTOR:

Javier Sanllehi Hansson

RESUMEN



El estado de sobreexplotación actual de los recursos y servicios ecosistémicos marinos debido al incesante aumento de presiones antrópicas ha llegado a situar la pesca como uno de los principales factores que determinan los niveles de las poblaciones marinas. El interés creciente sobre el uso de las áreas marinas protegidas para la conservación in situ de los hábitats y las comunidades marinas, las han convertido en una de las principales herramientas de gestión pesquera. Debido a que las costas litorales de fondo rocoso son el principal hábitat protegido por las AMPs en el Mediterráneo, y al valor derivado de sus poblaciones como indicadores biológicos de impactos ambientales, se ha evaluado el efecto reserva comparando la estructura del poblamiento íctico de hábitat rocoso (número de especies, diversidad, abundancia total y por especie) de dos áreas marinas protegidas localizadas en sectores geográficos distintos - la Reserva Marina de la Isla de Tabarca en Alicante (1400 ha) y la Reserva Marina de la Isla del Toro en Mallorca (136 ha) - con dos zonas control sin ningún tipo de protección. El poblamiento íctico fue muestreado mediante censos visuales sobre hábitat de fondo rocoso en cada una de las cuatro zonas de estudio, y con dos tiempos de muestreo en el área de Mallorca. De esta forma, se contempló la varibilidad espacial del poblamiento de las dos áreas, y la varibilidad temporal en la comunidad íctica de Mallorca. Los resultados muestran como el número de especies y la abundancia total han mostrado diferencias significativas asociadas al nivel de protección, con niveles superiores en las reservas marinas. Sin embargo, la diversidad de Shannon-Wiener no ha mostrado diferencias entre nivel de protección. Las diferencias observadas entre las reservas marinas de la Isla de Tabarca e Isla del Toro quedan reflejadas por los parámetros biológicos del número de especies y la abundancia total con valores medios superiores en la RM de Tabarca, pero no lo suficiente como para detectar diferencias significativas. La presencia exclusiva de especies vulnerables a la pesca dentro de las AMPs (*Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo*, *Epinephelus marginatus*) se correlaciona fuertemente con la disminución de la mortalidad por pesca dentro de las áreas marinas protegidas en respuesta al "efecto reserva" propiciado. La examinación teórica de posibles factores como la gestión pesquera dentro de las reservas marinas asociados a la variabilidad de la estructura del poblamiento observado, acentúa el esfuerzo pesquero recreativo como variable a tener en cuenta. No obstante, los niveles de abundancia alcanzados en ambas reservas marinas evidencia el efecto positivo de la protección sobre la ictiofauna litoral de hábitat rocoso.

Palabras Clave: "Reserva"; "Protección"; "Abundancia"; "Variabilidad"

ABSTRACT



The current state of overexploitation of marine ecosystem resources and services due to increasing anthropogenic pressures has made fishing one of the main factors determining the levels of marine populations. The growing interest in the use of marine protected areas for in situ conservation of marine habitats and communities has made them one of the main tools for fisheries management. Due to the fact that the coastal coasts with rocky bottoms are the main habitat protected by MPAs in the Mediterranean, and the value derived from their populations as biological indicators of environmental impacts, the reserve effect has been evaluated by comparing the structure of the fish population of rocky habitats (number of species, diversity, total and by species abundance) of two marine protected areas located in different geographical sectors - the Marine Reserve of Tabarca Island in Alicante (1400 ha) and the Marine Reserve of Toro Island in Mallorca (136 ha) - with two control zones without any type of protection. The fish population was sampled by visual surveys on rocky bottom habitat in each of the four study areas, with two sampling times in the area of Mallorca. In this way, the spatial variability of the population of the two areas was considered, as well as the temporal variability in the fish community of Mallorca. The results show how the number of species and total abundance have shown significant differences associated with the level of protection, with higher levels in marine reserves. However, the diversity of Shannon-Wiener has not shown differences in the level of protection. The differences observed between the marine reserves of Tabarca Island and Toro Island are reflected by the biological parameters of the number of species and total abundance with higher mean values in Tabarca MR, but not enough to detect significant differences. The exclusive presence of species vulnerable to fishing within MPAs (*Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo*, *Epinephelus marginatus*) is strongly correlated with the decrease in fishing mortality within marine protected areas in response to the "reserve effect". Theoretical examination of possible factors such as fisheries management within marine reserves associated with the variability of the observed population structure accentuates recreational fishing effort as a variable to be taken into account. However, the abundance levels reached in both marine reserves show the positive effect of the protection on the coastal ichthyofauna of rocky habitat.

Keywords: "Reserve"; "Protection"; "Abundance"; "Variability"

ÍNDICE

1. Introducción	7
2. Material y métodos	15
2.1.1 Área de estudio	15
2.1.2. Regulaciones en las reservas marinas	19
2.2. Características físicas	20
2.3. Poblamiento íctico	23
2.4. Recolección de datos	23
2.5. Diseño experimental	26
2.6. Tratamiento de datos y análisis estadístico	29
3. Resultados	31
3.1. Análisis del número de especies, abundancia total y diversidad	31
3.2. Análisis de la abundancia a nivel de especie	35
3.3. Estructura multivariante del poblamiento íctico	47
4. Discusión	49
4.1. Evaluación del efecto reserva	49
4.2. Diseño de las reservas marinas	52
5. Conclusión	56
6. Referencias	58
7. Anexos	29
7.1. Cronograma	80
7.2. Fotos de especies	81

1. INTRODUCCIÓN



Actualmente no existe porción de superficie marina intacta por la influencia del ser humano y una gran fracción (41%) se ve fuertemente afectada por múltiples factores antropogénicos que generan importantes alteraciones ecológicas (Halpern *et al.*, 2008). Similar al debate terrestre, no existe una solución estándar para proteger la biodiversidad marina y satisfacer las necesidades humanas de manera simultánea (McGowan *et al.*, 2018). La incesante explotación de los recursos y servicios ecosistémicos del medio marino, requeridos para el bienestar humano, se encuentra en aumento debido a un amplio rango de actividades antrópicas o relacionadas directamente a ellas, entre las que se incluyen la pesca o actividades extractivas, la pérdida y degradación del hábitat, la polución, la explotación minera, la eutrofización, la navegación (que genera impacto acústico y transporte de especies introducidas) y recientemente el cambio climático (Pauly, Watson y Alder, 2005; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010; Coll *et al.*, 2012). La evidencia de esta alteración de los ecosistemas marinos acaba perjudicando no tan solo los beneficios procurados por los recursos del medio marino para una población humana en crecimiento, sino deteriorando además la estabilidad y potencial de recuperación de un medio en constante cambio (Worm *et al.*, 2006; Brander *et al.*, 2010).

Estudios como el de Guidetti *et al.* (2014) ponen de manifiesto la pesca como uno de los principales factores que determinan los niveles de las poblaciones marinas. Los avances en las tecnologías de pesca y el aumento del esfuerzo pesquero han eliminado la mayor parte de los refugios naturales y han provocado el declive y, en algunos casos, el colapso de las principales pesquerías del mundo (Agardy *et al.*, 2003). La actividad pesquera de forma general produce no tan solo cambios en la abundancia de las comunidades ícticas sino también en su estructura, tasa de crecimiento, capacidad reproductiva y variabilidad genética, entre otros (Hsieh *et al.*, 2006; Lewin, Arlinghaus y Mehner, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

Las posibles soluciones para mitigar el impacto de la pesca y otras actividades humanas en los ecosistemas marinos incluyen el uso de herramientas de gestión espacial como las áreas marinas protegidas (AMP), que generan una protección denominada “efecto reserva”, que también permiten la recuperación de las especies explotadas en beneficio de la actividad pesquera fuera de los límites del AMP (Revenge y Laborda, 2016).

Los métodos convencionales de regulación de la pesca comercial restringen la captura limitando la cantidad o la eficacia del esfuerzo pesquero o estableciendo límites directos a las

capturas. Estas prácticas reguladoras no son ni viables ni deseables para muchas pesquerías, y han fallado en la conservación del stock de poblaciones en varios casos (Holland y Brazee, 1996; Forcada *et al.*, 2010). En contraste al carácter monoespecífico (evaluaciones del stock de especies singulares) de la gestión pesquera tradicional proporcionando un refugio basado en el número de la población, la implementación de AMPs a escalas espaciales pequeñas y orientadas al ecosistema, promueve un refugio en el espacio con un enfoque multiespecífico (Claudet *et al.*, 2006).

En definitiva, un AMP representa una porción de superficie marina cuyos ecosistemas albergados son cerradas total o parcialmente a las actividades humanas, y en especial a la pesca (García-Charton *et al.*, 2013). De esta forma, pueden tratarse de zonas de máxima protección, conocidas como reservas integrales, implementando un refugio espacial directo y permanente tanto al stock explotable de las poblaciones marinas como a los recursos no explotables, a través de la prohibición de toda actividad extractiva o destructiva en todas sus modalidades. Otras corresponden a zonas que permiten usos restringidos de las diferentes actividades a través de su regulación, denominadas áreas parcialmente protegidas. En la mayoría de las AMPs del Mediterráneo se da la combinación de ambas dentro de un marco estratégico, donde la reserva marina presenta una zonificación espacial en subzonas reguladas por diferentes regímenes de protección como parte de un plan de manejo integrado de la zona costera (Claudet *et al.*, 2006; Claudet *et al.*, 2008), , incorporando normalmente un sector de reserva integral rodeado de un sector parcialmente protegido, denominado zona de amortiguamiento (Agardy *et al.*, 2003; Shears *et al.*, 2006; Lester y Halpern, 2008; Di Franco *et al.*, 2009; Sciberras *et al.*, 2013; Sala y Giakoumi, 2017). Esta zonificación espacial permite compatibilizar la conservación de los recursos marinos con la acomodación de múltiples usuarios en áreas donde las poblaciones costeras, el turismo y los conflictos de uso de recursos están en aumento (Agardy *et al.*, 2003). Una colaboración de las partes implicadas que representan diferentes intereses en el área, logra el cumplimiento efectivo de la aplicación de la zonificación (Villa, Tunesi y Agardy, 2002; Claudet *et al.*, 2006).

A pesar de que el diseño de zonas de protección en el medio marino no presenta la misma tradición de práctica y antigüedad que en el medio terrestre (Rodríguez, 1995), actualmente las AMPs han alcanzado un estatus como una de las herramientas más ampliamente promovidas para la conservación y el manejo de recursos (Chuenpagdee *et al.*, 2013). La protección del medio marino en España viene marcado por una evolución con importantes cambios concentrados a lo largo de las últimas décadas de su legislación en referencia a las figuras de

protección y medidas de gestión. Ya en la década de los 80, la situación de sobrepesca en la mayoría de los caladeros obligaba a adoptar con carácter urgente la regulación de la actividad pesquera extractiva a través del Real Decreto 681/1980, de 28 de marzo (BOE Nº 92, de 16 abril de 1980). La figura de Reserva Marina propiamente dicha aparece por primera vez en la legislación española por medio del Orden de 11 de mayo de 1982, de la Dirección General de Ordenación Pesquera (BOE Nº 125, de 26 de mayo de 1982), pero no es hasta la entrada en vigor de la Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado (BOE Nº 75, de 28 de marzo de 2001), que se define y regula la figura de Reserva Marina. Posteriormente mediante la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE Nº 299, de 14 de diciembre de 2007) se introduce la figura de Área Marina Protegida como una de las categorías de clasificación de espacios naturales protegidos. Finalmente en la actual Ley 33/2015 de 21 de septiembre (BOE Nº 227, de 22 de septiembre de 2015), por la que se modifica la ley anterior, quedan recogidas las medidas relacionados con la gestión de los espacios marinos protegidos, concretando las competencias de la Administración General del Estado, en especial en lo relativo a la gestión del medio marino y la conservación de la biodiversidad marina.

A pesar de que actualmente en España solo sea reconocida una AMP, el espacio marino de El Cachucho (BOE Nº 295, de 8 de diciembre de 2011), el resto de áreas marinas existentes responden a la acepción genérica del término y están amparadas bajo figuras de protección de ámbito tanto nacional en forma de “Reserva Marina” (RM), así como otras figuras acordadas en tratados internacionales (e. g. Red Natura 2000 y Reservas de la Biosfera) (Suárez-de Vivero *et al.*, 2011). La variación entre una figura y otra, además de la legislación, es el objetivo de creación; pero la finalidad y la forma de conservar es la misma, resultando en casos más restrictiva la figura de Reserva Marina (Del Burgo Ramírez, 2009).

España ha mostrado un progreso en materia de protección marina haber superado el objetivo del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) de aumentar la cobertura de áreas marinas protegidas (AMP) al 10% a diferentes escala para 2020 en aguas costeras y marinas (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016). La detección temprana de cambios ecológicos (o la falta de cambio) en las zonas protegidas es imprescindible para permitir que la información biológica se incorpore a las estrategias de manejo adaptativo, que a menudo se producen en escalas temporales políticas más que biológicas. El cambio político puede ocurrir tan frecuentemente como cada 3 - 4 años (Coleman *et al.*, 2015).

Varias son las evidencias teóricas y empíricas sobre la capacidad de las reservas marinas en el Mediterráneo de lograr revertir los impactos de las actividades pesqueras sobre las

poblaciones y ecosistemas marinos, mediante el incremento de la abundancia y/o biomasa de las especies objetivo con respecto a zonas desprotegidas, la recuperación de una estructura poblacional más “natural” del conjunto explotado incrementando la proporción de individuos más grandes/viejos, el aumento de la fecundidad de estas poblaciones y la inducción de cambios en la estructura de las comunidades, principalmente con un aumento del predominio de grandes especies depredadoras (Bell, 1983; Dugan y Davis 1993; Côté, Mosqueira y Reynolds, 2001; Roberts *et al.*, 2001; Halpern, 2003; Halpern y Warner, 2003; Forcada, 2007; Claudet *et al.*, 2008; García-Charton *et al.*, 2008; Lester *et al.* 2009; Babcock *et al.*, 2010; Rudd, 2015).

Además, una tendencia creciente en la abundancia y biomasa de especies dentro de las AMPs debido a las regulaciones pesqueras se traduce en unas tendencias al alza similares en los rendimientos pesqueros locales, a través de dos mecanismos principales de exportación a las áreas circundantes sin protección. La exportación de huevos y larvas, con origen en la AMP, a los caladeros circundantes, y los procesos de spill-over o emigración neta de adultos o juveniles a través de los límites de las AMPs (McClanahan y Mangi, 2000; Gell y Roberts, 2003; Russ y Alcala, 2004; Goñi *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2009; Halpern, Lester y Kellner, 2009; Lester *et al.*, 2009; Stobart *et al.*, 2009; Follesa *et al.*, 2011; Bellier *et al.*, 2013). Tal es su importancia, dado que los procesos de spill-over en las AMPs tienden a beneficiar a las pesquerías locales, que incluso Di Lorenzo, Claudet y Guidetti (2016) enfatizan en la necesidad de distinción entre el “spill-over ecológico” que abarca todas las formas de emigración neta desde la AMP y el “spill-over pesquero”, abarcando la fracción del spill-over que puede tener un impacto más directo en el rendimiento y los ingresos de la pesca. La exportación se encuentra limitada a unos pocos miles de metros del límite de la reserva marina como máximo, debido en mayor medida a la concentración del esfuerzo pesquero en las inmediaciones de la reserva (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). La redistribución del esfuerzo tras la implementación de una AMP puede ser de importancia crítica para alcanzar los objetivos de ordenación, especialmente cuando el esfuerzo pesquero se concentra cerca de los límites de la reserva fruto de la exportación de biomasa, ya que produce una reducción de los efectos del spillover de las AMPs al intensificar las tasas de captura y un aumento de impactos sobre los ecosistemas circundantes que siguen abiertos a la pesca (Halpern, Gaines y Warner, 2004; Stelzenmüller *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2010; Agardy, Di Sciara y Christie, 2011; McGowan *et al.*, 2018).

A pesar de los múltiples beneficios de las AMPs, el concepto de reserva presenta también una fuerte oposición por parte de algunas comunidades locales y sus pesquerías, al regular una actividad considerada legítima. En muchas zonas del mundo, la identidad cultural de las

poblaciones locales está íntimamente ligada a los usos tradicionales del medio marino (Agardy *et al.*, 2003). Múltiples pescadores comerciales se consideraban a sí mismos como el grupo con menos beneficios del establecimiento de refugios (Suman, Shivilani y Milon, 1999). Detrás del gran interés puesto sobre las AMPs como estrategia viable, se encuentra la preocupación de que los esfuerzos para mejorar la biodiversidad marina puedan afectar negativamente bienestar de las comunidades costeras dependientes de la pesca, a una minoría de pescadores (Milon *et al.*, 1997; Mascia, Claus y Naidoo, 2010).

Varios estudios han demostrado como la respuesta de los ecosistemas marinos y más concretamente de las comunidades ícticas a la protección de las AMPs depende de las propias características de la reserva como el tamaño (total o de las distintas subzonas) y la edad (Forcada, 2007; Claudet *et al.*, 2008; Claudet y Guidetti, 2010; Claudet *et al.*, 2010; Vandeperre *et al.*, 2011; Rodríguez-Rodríguez, 2018), además de otros factores como la heterogeneidad de hábitat (Forcada *et al.*, 2010), el cumplimiento de las regulaciones pesqueras (Guidetti *et al.*, 2008) y conectividad o distancia entre reservas marinas adyacentes (Almany *et al.*, 2009), entre otras muchas aún desconocidas. Edgar *et al.* (2014) llegaron a identificar 5 características clave de planificación y gestión que influyen sobre las poblaciones, sintetizado a las condiciones NEOLI (“No-take, Enforced, Old, Large, Isolated”) que son compartidas por AMPs eficientes: pesca prohibida (reserva integral), cumplimiento de las regulaciones pesqueras, viejo (>10 años), grande (>100 km²) y aislado (con respecto a las zonas de pesca por la profundidad o barreras de arena).

Para que la implementación de un AMP sea eficaz como herramienta de gestión, es fundamental poder estimar y predecir sus efectos (Smith *et al.*, 2014). Uno de los desafíos del monitoreo de AMPs es que los efectos de la protección sobre las comunidades ícticas pueden ser ocultos por la variación natural de los ecosistemas (Powella *et al.*, 2016). Además, las fuerzas naturales que impulsan la variación espacial y temporal en la estructura del poblamiento pueden ser tanto físicas (complejidad del hábitat, temperatura y salinidad) como biológicas (reclutamiento, depredación, disponibilidad de presas, etc.) a muchas escalas (Storero, Narvarte y González, 2013; Smith *et al.*, 2014). Por lo tanto, el problema está en determinar la importancia relativa de tales procesos para influir en las características de la estructura de la población (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1998).

Identificar las escalas de variación espacial y temporal relevantes para los patrones de distribución y abundancia de las especies es un primer paso en el proceso de entender las fuerzas que gobiernan la estructura de la comunidad (Underwood *et al.*, 2000). Varios estudios

han tratado de examinar la variabilidad espacio-temporal de las poblaciones marinas (Huntington *et al.*, 2010; Jörgensen, Martin y Burt, 2015; Julius, Ngoile y Mfilinge, 2016). Buena muestra de ello son estudios como los de García-Charton y Pérez-Ruzafa (2001) que señalaron la importancia de la estructura del hábitat como uno de los factores a tener en cuenta para explicar la variabilidad espacial a pequeña escala de los ensamblajes de peces del Mediterráneo. Por otro lado, como indican Bijoux *et al.* (2013), la variación temporal a corto plazo en los conjuntos de peces debido a factores como la hora del día, el estado de las mareas o la fase lunar también puede afectar al resultado de los estudios de seguimiento (citado en Powella *et al.*, 2016).

Debido a que las estimaciones de cambios en la abundancia, el tamaño medio o la diversidad de las especies objetivo atribuibles a la protección dentro de las AMPs son propensas a confundirse por la variabilidad natural en procesos como la mortalidad natural, la migración, la supervivencia de huevos y larvas y el reclutamiento (García-Charton *et al.*, 2000), se debe tener en consideración esta variabilidad inherente en un sistema durante el diseño del muestreo (Harborne *et al.*, 2008). Los intentos de detectar, explicar y predecir los efectos de las AMPs deben basarse en diseños del muestreo que tengan en consideración esta variabilidad inherente en un sistema (Harborne *et al.*, 2008) incorporando una replicación a nivel espacial y temporal, además de aplicar pruebas estadísticas que consigan discernir la influencia de la gestión (García-Charton *et al.*, 2000). Además, se debe considerar la necesidad de estudiar los efectos de la protección a escala espacial pequeña, para poder llegar a integrar toda la variabilidad existente en las áreas estudiadas y emplear áreas control (en las que no hay prohibiciones ni limitaciones en la pesca) que presenten hábitats con un grado similar de complejidad que los de las Áreas Marinas Protegidas (Forcada, 2007). De este modo, la medida en que la abundancia varía en el tiempo y el espacio a diferentes escala proporciona un contexto de la variación natural con la que comparar cualquier efecto medido de las reservas marinas.

Se debe tener en cuenta que los efectos de la protección afectan de distinta forma a especies con diferente ciclo biológico y rasgos ecológicos, dependiendo en mayor medida de su valor comercial, tamaño máximo, preferencia de hábitat (i. e. tipo de hábitat y rango de profundidad) y comportamiento territorial (Claudet *et al.*, 2010). De forma que las especies objetivo de las pesquerías responden generalmente a la protección de forma positiva en comparación con las especies no objetivo que suelen mostrar tendencias semejantes a las zonas sin protección, exceptuando a los individuos de gran tamaño que pueden experimentar una elevada mortalidad por captura fortuita (Bayle, 1999; Côté, Mosqueira y Reynolds, 2001; Claudet *et al.*, 2006;

Forcada, 2007; Guidetti y Sala, 2007; Di Franco *et al.*, 2009). Para esclarecer de que manera los impactos antropogénicos se acumulan e interactúan para afectar a los ecosistemas marinos, se hace necesario avanzar hacia un análisis que implique evaluaciones a múltiples escalas específicas, para comprender y evidenciar tanto el efecto de protección ejercido por las reservas marinas, como desentrañar que factores y variables afectan a la dinámica del efecto reserva y prever de este modo la situación expuesta en busca de identificar las necesidades futuras de conservación.

Descrito como un importante “hotspot” de biodiversidad marina, el mar Mediterráneo alberga aproximadamente 17.000 especies marinas descritas, con múltiples endemismos y aportando entorno al 7 % a la biodiversidad marina mundial. Sus costas soportan una alta densidad de habitantes, y es uno de los principales destinos turísticos del mundo (Bianchi y Morri, 2000; Coll *et al.*, 2010). En el mar Mediterráneo, al igual que en el resto de los ecosistemas costeros del mundo, las AMP se han convertido en la principal herramienta para la conservación in situ de los hábitats y las poblaciones marinas ante una situación de aumento de presiones antrópicas (Coll *et al.*, 2012), además de ser designadas la mayoría en zonas costeras donde abundan los fondos marinos con afloramientos rocosos, los cuáles se encuentran experimentando cambios potenciales en sus comunidades biológicas en forma de variaciones de régimen que podrían ser duraderos o incluso irreversibles (Sala *et al.*, 2012; Fraschetti *et al.*, 2013). Además de su evidente importancia ecológica para el funcionamiento de los ecosistemas litorales o incluso como elementos valiosos de la biodiversidad costera, las comunidades ícticas litorales de hábitat rocoso del Mediterráneo presentan un valor intrínseco como fuente de ingresos económicos para las localidades costeras y un valor derivado de su potencial para ser utilizados como indicadores biológicos de impactos ambientales (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001, Lloret *et al.*, 2008a). Así, debido tanto a la elevada biodiversidad y altos niveles de endemismo de las poblaciones asociadas a los fondos rocosos convirtiéndose en el hábitat protegido más común dentro de las AMPs en el Mar Mediterráneo (Boero *et al.*, 2005), como a los impactos a los que se ven sujetos por parte de grandes centros de población y desarrollos costeros (Gladstone, 2007), la atención de varios estudios se ha centrado en el efecto de protección de las reservas marinas sobre las comunidades ícticas de fondo rocoso (Bell, 1983; García-Rubies y Zabala, 1990; Reñones *et al.*, 1997; García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1998; García-Charton *et al.*, 2004; Guidetti *et al.*, 2004; Di Franco *et al.*, 2009; Pierpaolo *et al.*, 2013; Sahyoun *et al.*, 2013; Coleman *et al.*, 2015). La mayoría de los estudios de evaluación del “efecto reserva” en la cuenca mediterránea se llevaron a cabo teniendo en cuenta los ensamblajes de peces asociados a sustratos duros debido tanto a que los fondos rocosos son el hábitat protegido más

común dentro de las AMPs en el Mar Mediterráneo como a que las comunidades ícticas asociadas responden más claramente que otros a la protección contra la pesca (Sahyoun *et al.*, 2013).

Dentro de la región del Mediterráneo occidental, localizamos el sector de la isla de Mallorca perteneciente al conjunto Balear, donde las reservas marinas han demostrado ser un instrumento eficaz de conservación de los recursos pesqueros y de ayuda a la pesca profesional de artes menores (Gómez González, 2015). Actualmente las Baleares disponen de ocho reservas marinas, cuyo conjunto supone una superficie total de 58.000 ha de espacio marino protegido mediante esta figura (GOIB, 2017), destacando la Reserva Marina de la Isla del Toro por su eficiencia como refugio y que la sitúan como una de las que presentan mayor biomasa media en el contexto del Mediterráneo occidental así como representar un “hotspot” determinado por las características del medio físico (Morey *et al.*, 2016).

Paralelamente bajo la misma región, el sector de Alicante, perteneciente a la Comunidad Valenciana la cual presenta un total de 4 reservas marinas cuyo conjunto supone una superficie total de ~ 7.000 ha de espacio marino protegido mediante esta figura (Claudet *et al.*, 2008; DOGV Nº 5373, de 24 de octubre de 2006), destaca por la presencia de la Reserva Marina de la Isla de Tabarca como la primera reserva marina de interés pesquero en España y por tanto con mayor experiencia en el ámbito de protección, hasta ser reconocido por diversas entidades tanto nacionales como internacionales como ejemplo de protección y gestión de los recursos marinos, y aplicable a los países mediterráneos gestores y científicos de otras áreas marinas protegidas (Ramos, 2012).

En definitiva ambas reservas marinas representan puntos con recursos valiosos respondiendo ante sectores importantes de la sociedad. Además del sector pesquero como principal fuente económica, los beneficios del ecosistema se convierten a su vez en un atractivo para el turismo y objeto de una importante actividad de buceo recreativo al albergar especies valiosas para los visitantes, consolidando a las reservas marinas como un importante referente para la actividad económica del buceo, con más de 25.000 inmersiones anuales (Samy, Sánchez-Lizaso y Forcada, 2011; Gómez González, 2015). Incluso, el turismo se convierte en un factor que modifica las prácticas de pesca y las especies objetivo en función de la demanda del sector de la restauración (Gómez *et al.*, 2006). Sin embargo, al no controlar la subsecuente sobrefrecuencia, se puede producir una degradación y algunos de los efectos de MPA se pueden invertir (García-Charton *et al.*, 2008; Leenhardt *et al.*, 2015). La regulación de toda actividad extractiva y recreativa mediante el sistema de gestión y conservación de las reservas marinas depende de

un seguimiento científico impulsado para el reconocimiento de la evolución de los ecosistemas protegidos. La importancia por tanto de las AMPs radica en su capacidad para generar un efecto reserva sobre las comunidades y hábitats, estableciendo un refugio espacial directo y permanente tanto al stock explotable de las poblaciones marinas como a los recursos no explotables, a través de la regulación de toda actividad extractiva y recreativa.

Bajo este pretexto, el presente estudio tiene por objetivo principal evaluar la eficiencia del efecto reserva sobre la comunidad íctica asociada a los fondos rocosos litorales, en términos de número de especies, diversidad y abundancia, de las Reservas Marinas de la Isla de Tabarca (Alicante) y de la Isla del Toro (Mallorca) y el estudio de la variabilidad del poblamiento íctico a diferentes escalas espaciales fue acompañado con la incorporación de una replicación temporal, para discernir entre la variabilidad producida por los efectos de protección con la variabilidad introducida por otras fuentes de variación espacio - temporales. La hipótesis esperada a través de esta evaluación señala un aumento de la abundancia de las poblaciones ícticas dentro de las reservas marinas con respecto a las zonas sin protección, como consecuencia directa del efecto reserva frente a la explotación pesquera.

2. MATERIAL Y MÉTODOS



2.1.1. ÁREA DE ESTUDIO

La región de estudio abarca dos sectores ubicados en el Mediterráneo occidental, concretamente, la provincia de Alicante en el SE Ibérico y la isla de Mallorca en frente a la costa oriental de la península ibérica (figura 1). El enfoque a una región concreta del mundo, permite eliminar fuentes de variación (por ejemplo, debido a la biogeografía o al clima) que pueden limitar la detección de la función de rasgos ecológicos (Claudet *et al.*, 2010). En cada sector costero, se seleccionaron una área marina protegida (AMP) y una zona control (sin protección) para testar el efecto reserva. Dichas zonas control, se escogieron en base a unos fondos semejantes a las reservas marinas en lo que se refiere a fondos con afloramientos rocosos junto a parches de pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Concretamente las 4 zonas estudiadas fueron:

- Áreas marinas protegidas (figura 1): Reserva Marina de la Isla de Tabarca (Alicante) y Reserva Marina de la Isla del Toro (Mallorca)

- Dos zonas control (figura 1): Cabo Huertas (Alicante) y Punta d'es Carregador (Mallorca)

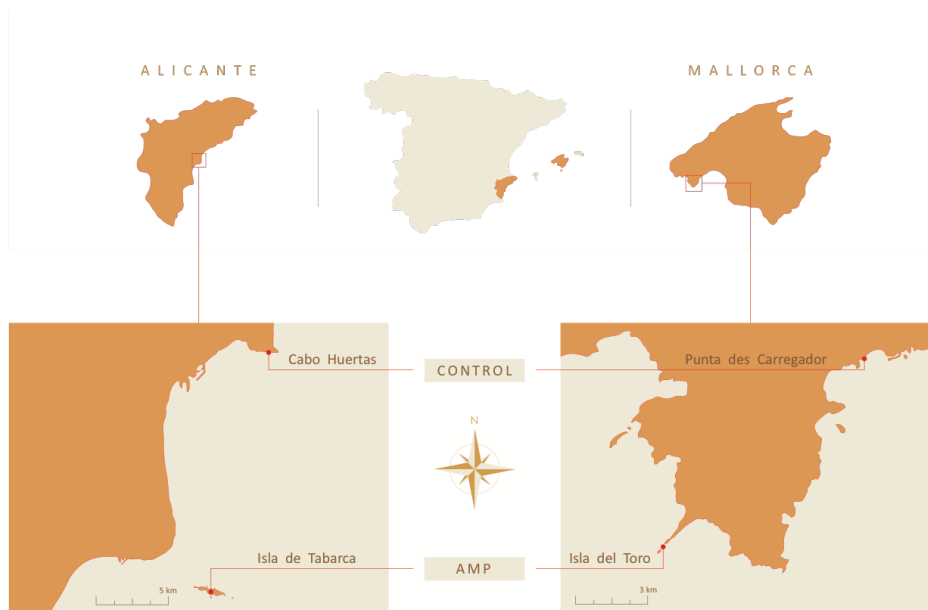


Figura 1. Localización geográfica de las áreas marinas protegidas (Reserva Marina de la Isla de Tabarca, Alicante; Reserva Marina de la Isla del Toro, Mallorca) y las zonas control (Cabo Huertas, Alicante; Punta d'es Carregador, Mallorca).

· Reserva Marina de la Isla de Tabarca (Área Marina Protegida)

El archipiélago de Tabarca se sitúa a dos millas y media al sureste del Cabo de Santa Pola (Alicante, España) (figura 1). Consta de una isla principal, llamada Isla Plana o de Nueva Tabarca, algunos islotes (La Cantera, La Galera, La Nao) y numerosos escollos (Escull Negre, Escull Roig, La Naueta, La Sabata, Cap de Moro, entre otros), siendo el perímetro costero de unos 4.5 Km (Bayle, 1999).

Los fondos muestran abundantes afloramientos rocosos donde se asientan biocenosis de algas fotófilas con *Padina pavonica*, *Jania Rubens* y *Halopteris scoparia*; y esciáfilas con *Flavelia petiolata* y *Peyssonelia squamaria* (Ramos, 1985). Además, comunidades de praderas de *P. oceanica* se extienden a lo largo de toda la reserva favorecidas por la batimetría suave de los alrededores de la isla así como de la alta transparencia de las aguas, con un desarrollo mayor entre los 5 - 10 m (1074 haces/m² y 77.5 % de cobertura), y con una producción primaria que se encuentra entre las más altas del Mediterráneo (2452 g. PS/m² · año, a - 4 metros) (Sánchez-Lizaso, 1993). La Reserva Marina de la Isla de Tabarca fue declarada mediante las Ordenes de 4 de abril de 1986 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (BOE Nº 112, de 10 de mayo de 1986), y de la Conselleria d'Agricultura i Pesca de la Generalitat Valenciana (DOGV Nº 397, de

27 de junio de 1986), presentando una gestión compartida entre las aguas interiores (autonómica) y exteriores (nacional). Además de la figura de protección de Reserva Marina, la Isla de Tabarca se encuentra designada como Reserva Natural Marina Isla de Tabarca (espacio natural protegido) y dentro de la Red Natura 2000, Tabarca, LIC: ES5213024 (López-Ornat *et al.*, 2014). La reserva presenta una superficie total de 1400 ha protegidas y un diseño espacial que incluye una zonificación espacial de usos o actividades dentro de la reserva (tabla 1), que derivó en el establecimiento de tres subáreas sujetas a distinto nivel de protección (Ramos, 1985): *reserva integral* (I) con aproximadamente 100 ha, donde solo se permite el seguimiento científico; *subárea de amortiguación* (II) con unas 630 ha, como zona de protección de la reserva integral y de acceso restringido, principalmente dirigida a la gestión de los recursos pesqueros; y *subárea periférica* (III) con aproximadamente 670 ha, como zona de acceso libre, a la gestión de los recursos pesqueros y turísticos (figura 2).

· *Reserva Marina de la Isla del Toro (Área Marina Protegida)*

La reserva marina se localiza al suroeste de la isla de Mallorca (Islas Baleares, España), en el sector litoral del término municipal de Calvià (figura 1) y comprende una extensión de tierra que ingresa en el mar, entre las aguas de Es Clot des Moro y Cala Refeubetx hasta finalizar en la Punta de El Toro a la cual le preceden una serie de islotes, concretamente la de Es Pans, Ses Barbines, isla del Toretó y la última por la que recibe el nombre la reserva, la isla del Toro.

Los fondos marinos conciben comunidades bentónicas infralitorales y del circalitoral superior del Mediterráneo debido a la existencia de fondos detríticos, rocosos y praderas de *P. oceanica*, acompañado de una amplia gama de profundidades (entre 0 - 50 m) con un perfil batimétrico abrupto (Moranta, Reviriego y Coll, 1997). Ya a mediados de la década de los 90, a través de un primer estudio llevado a cabo por Reviriego, Moranta y Coll (1996) en el área de la Isla del Toro, se puso de manifiesto la elevada diversidad de comunidades bióticas y paisajes submarinos adecuados para el establecimiento de una reserva marina. Un año después a manos de los mismos autores se publica un completo estudio de la comunidad íctica de la zona (Moranta, Reviriego y Coll, 1997). No es hasta casi una década después que la RM del Toro es declarada a través del Orden de la Consejera de Agricultura y Pesca de 28 de mayo de 2004 (BOIB Nº 78, de 3 de junio de 2004), gestionándose en exclusiva por la comunidad autónoma de las Islas Baleares. Posee una superficie de 136 ha de protección y un diseño espacial sin zonificación de usos, limitado a una sola área parcialmente protegida que constituye el conjunto total de la reserva (tabla 1).

Tabla 1. Características principales de las Reservas Marinas de la Isla de Tabarca y la Isla del Toro (RM: Reserva Marina, RI: Reserva Integral) (Ramos, 1985; BOE Nº 112, de 10 de mayo de 1986; DOGV Nº 397, de 27 de junio de 1986; BOIB Nº 78, de 3 de junio de 2004; BOIB Nº 65, de 13 de mayo de 2008; Ramos, 2012; Coll Montserra, 2013).

RM	Año de declaración	Legislación / Gestión	Superficie total RM (ha)	Zonación	Servicio vigilancia
Isla de Tabarca	1986	Autonómica ⁽¹⁾ (Aguas interiores)	1400 ha	670 ha (Subárea periférica)	1986 - actual
		Nacional ⁽²⁾ (Aguas exteriores)		630 ha (Subárea de amortiguación)	
				100 ha (reserva integral)	
Isla del Toro	2004	Autonómica ⁽³⁾	136 ha	-	2008 - 2011 2017 - actual

<p>(1)</p>  <p>Conselleria de de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana</p>	<p>(2)</p>  <p>Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente</p>	<p>(3)</p>  <p>Conselleria de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca del Gobierno de las Islas Baleares</p>
---	---	---

· Cabo Huertas (Zona Control)

Cabo situado al este de Alicante (España), limitado al oeste por la playa de La Albufereta y al norte con la playa de San Juan (figura 1). Se trata de una pequeña elevación que, con una altitud de algo más de 70 m, se pone en contacto directo con el mar (Alfaro *et al.*, 2008) a través de una extensa plataforma de abrasión con un escalón final que da lugar a fondos de una pendiente suave con abundantes afloramientos rocosos rodeados por praderas de *P. oceanica* y zonas de arena.

· Punta d'es Carregador (Zona Control)

Pequeña península de rocas situada al suroeste de la isla de Mallorca (Islas Baleares, España), en el margen oriental de la bahía de Palma y perteneciente al término municipal de Calvià (figura 1). Los fondos albergan extensas praderas de *P. oceanica* junto a fondos con afloramientos rocosos de grandes cantos rodados y angulosos, en las que se desarrollan comunidades algares entre las que se encuentran *Acetabularia* spp., *Codium* spp., *Cladophora* spp. o *Padina* spp. (Bosch y Sastre, 1976), además de zonas de arena y fondos detríticos costeros.




Figura 2. Localización geográfica (a: Cabo Huertas, b: Isla de Tabarca, c: Punta d'es Carregador, d: Isla del Toro) en relación al diseño muestral de las zonas estudiadas con sus respectivas localidades y tiempos de muestreo (T1: febrero, T2: marzo, L1: localidad 1, L2: localidad 2). Se indican los límites de las reservas marinas y la zonación en el caso de la Isla de Tabarca (I: reserva integral, II: área de amortiguación, III: área periférica; Modificado de Forcada, 2007)

2.1.2. REGULACIONES EN LAS RESERVAS MARINAS

En ambas reservas marinas se determinaron y regularon tanto las modalidades como los períodos de pesca permitidos, así como actividades recreativas y científicas (tabla 2). Con respecto a la actividad pesquera, los artes mayores (cerco y arrastre) se encuentran prohibidos en ambas reservas. Las restricciones más significativas en la Isla del Toro son la prohibición de los artes del trasmallo y palangres, la pesca submarina. Otras restricciones basadas en vedas temporales, afectan a modalidades de pesca de artes menores y recreativas (tabla 2). En el caso de la RM de Tabarca, las restricciones más importantes van desde la prohibición de la pesca de palangre y submarina al igual que en la RM del Toro, hasta la prohibición de pesca recreativa en toda la reserva (permitida en la RM del Toro) (tabla 2). Otras restricciones vienen marcadas por la zonación espacial de la reserva, permitiendo el baño y buceo en apnea tan solo en las zonas III - a y III - b, y el fondeo solo en la zona III - b (III: subárea periférica) (figura 2).

Tabla 2. Regulación de actividades en las reservas marinas de la Isla de Tabarca y la Isla del Toro (RM: Reserva Marina, RI: Reserva Integral). (✓): permitido; (x) prohibido (BOIB Nº 78, de 3 de junio de 2004; BOE Nº 112, de 10 de mayo de 1986).

Actividades	Isla de Tabarca		Isla del Toro
	RM	RI	RM
Artes mayores ⁽¹⁾ 	X	X	X
Artes menores ⁽²⁾ 	✓	X	✓
Pesca recreativa ⁽³⁾ 	X	X	✓ *
Pesca submarina 	X	X	X
Baño y buceo recreativo 	✓ **	X	✓
Buceo autónomo ⁽⁴⁾ 	✓	X	✓
Fondeo 	✓ ***	X	✓
Científica 	✓	✓	✓

(1) Cerco y arrastre (4) Autorización necesaria * Permitido desde tierra y embarcación / Prohibida desde islotes

(2) · Isla del Toro: artes de parada (moruna o solta), potera (periodo limitado: 01/octubre - 30/abril), pesca profesional al curricán de superficie y fondo (periodo limitado: 01/octubre - 30/abril)

· Isla de Tabarca: pesca profesional con moruna gruesa (aguas exteriores), pesca profesional con moruna chirretera (aguas interiores), pesca profesional con curricán de superficie (aguas exteriores) y pesca profesional con aparejos de anzuelo (chambel, caña, curricán) (aguas interiores)

(3) Isla del Toro: caña de carrete y/o corcho (periodo limitado en tierra: 01/octubre - 31/marzo); volantín desde embarcación (periodo limitado: 01/enero - 31/marzo) y potera (periodo limitado: 01/octubre - 31/marzo)

** Permitido en las zonas de III-a y III-b (subárea periférica) *** Permitido en la zona III-b (subárea periférica)

2.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Los dos sectores estudiados del Mediterráneo occidental forman parte del sistema montañoso de la Cordillera Bética (Colombo, 2007). En el caso de Mallorca, configura junto al resto del archipiélago la parte emergida del Promontorio Balear, un umbral submarino que constituye la

prolongación hacia el NE de la Cordillera Bética, concretamente del dominio Subbético (Gelabert, 1997; López *et al.*, 2010; Álvarez *et al.*, 2015). Mientras que en Alicante, están ampliamente representadas las unidades geológicas de las Zonas Externas, especialmente del Prebético que ocupa más de la mitad de la provincia de Alicante (Estévez *et al.*, 2004).

Las zonas estudiadas de Mallorca, se localizan en un sector litoral donde se alternan los acantilados rocosos costeros de poca altura con pequeñas calas rocosas. El perfil litoral de dicho sector presenta formas de relieve acusadas y suaves (IGME, 2018), destacando la formación de área de la Isla del Toro con unos fondos en su mayor parte de perfil abrupto y fuerte pendiente (Reviriego, Moranta, y Coll, 1996). La ausencia de ríos en la isla genera una configuración del litoral costero con escasos aportes terrestres, únicamente a través de los torrentes estacionales donde solo se consiguen aportar la fracción sedimentaria fina debido a la orografía general de la isla con poca pendiente (a excepción de la costa norte de Mallorca). Esto da origen a aguas de un carácter marcadamente oligotrófico y elevada transparencia, aspecto que determina la elevada profundidad que alcanzan las praderas de *P. oceanica* en esta región (37 m), la máxima registrada en todo el territorio nacional (Álvarez *et al.*, 2015).

El sector de Alicante presenta una morfología costera muy variada, sucediéndose las áreas rocosas acantiladas y bajas, con las zonas de depósitos que constituyen dunas y playas (Martínez, Marín y Ramírez, 1992). El perfil litoral se distingue por la presencia de la isla de Tabarca, cuyo relieve actual viene configurado por el funcionamiento de fallas y accidentes tectónicos durante el Cuaternario (Marco Molina, 2012). Actualmente, presenta una costa donde predominan los pequeños acantilados (de 2 a 3 m), con fondos de abundantes afloramientos rocosos resultado de la actuación de procesos erosivos, principalmente costeros (Tent-Manclus, 2016). El perfil batimétrico sigue en cierta medida la topografía costera, con una pendiente suave en las zonas de la Isla de Tabarca (Auerheimer, 1983). La naturaleza oligotrófica de las aguas también caracteriza al sector del sureste Ibérico (Romero *et al.*, 1998) al presentar bajas concentraciones de nutrientes ya que tan sólo pequeñas descargas de agua dulce causadas por tormentas de lluvia episódicas fluyen a través de ríos que de otro modo permanecerían secos y también porque la mezcla por el viento, las mareas y los afloramientos son débiles o inexistentes (Lloret *et al.*, 2004). En consecuencia, la elevada transparencia de las aguas permite a las praderas de *P. oceanica* de este sector alcanzar profundidades de hasta 33 m (Sánchez-Lizaso, 1993).

Con respecto a la composición litológica de las rocas, dentro del sector de Mallorca afloran por un lado depósitos eólicos del Tortoniense - Messiniense (post - alpino) en el área del Toro (López, 2000; López *et al.*, 2010), y fragmentos de rocas aluviales procedentes de la erosión de los acantilados en el caso de la Punta d'es Carregador, correspondiendo ambos a yacimientos del Cuaternario (González *et al.*, 2001).

En el sector de Alicante, la superficie de la isla de Tabarca se encuentra recubierta por materiales de edad Cuaternaria integrados por conglomerados Tirrenienses de origen marino, limos rojos continentales y arenas, cantos y gravas de las playas actuales (Marco Molina, 2012). En la zona del Cabo Huertas aparecen rocas sedimentarias que rellenaron la antigua Cuenca del Bajo Segura, particularmente areniscas del Mioceno Superior (Neógeno - Cuaternario) con alguna intercalación esporádica de conglomerados (Alfaro *et al.*, 2008).

Las masas de agua de los dos sectores siguen una distribución del régimen térmico y salino típica del Mediterráneo occidental, con temperaturas oscilando entre ~ 13 - 26 °C, y una salinidad de entre ~ 36 - 38 psu , además de presentar una termoclina estacional entre los 20 - 50 m de profundidad (Fernández de Puellas *et al.*, 1997; Bordehore, Bayle y Ramos, 2001; Alemany *et al.*, 2006). A pesar de tratarse de aguas subtropicales (Martínez, Marín y Ramírez, 1992), con los años se está experimentando una tropicalización del mar Mediterráneo debido a la elevación de la temperatura superficial del agua constante en las últimas décadas, con la presencia de especies de afinidades tropicales (Nike, 2007; Rubio *et al.*, 2016).

La dinámica oceanográfica que domina en la región viene definida por la Corriente del Norte (CN), transportando las aguas Atlánticas desde el Golfo de León en dirección sur a lo largo del talud continental de la Península Ibérica hasta la subcuenca balear (Balbín *et al.*, 2013). Al alcanzar el Canal de Ibiza y en función de la situación de mesoescala, normalmente una porción significativa de la CN cruza los Canales de Mallorca e Ibiza transportando las aguas frías y saladas a la cuenca Argelina. En su transcurso en dirección sur, las condiciones hidrológicas de ambos sectores se ven influenciadas por las corrientes derivadas de la bifurcación de la CN. Aunque también se produce un transporte inverso de aguas meridionales hacia el norte, alimentada por aguas más cálidas y frescas del sur de la cuenca argelina, que fluyen hacia el norte a través del canal (Millot, 1999; Pinot, López-Jurado y Riera, 2002; Monserrat, López-Jurado y Marcos, 2008; Amores y Monserrat, 2014).

2.3. POBLAMIENTO ÍCTICO

La estructura del poblamiento íctico se estudiará a partir del número de especies, abundancia (total y a nivel de especie) y diversidad. El estudio de la diversidad, se hará mediante el empleo del índice de Shannon-Wiener (Magurran, 1989) $H' = -\sum p_i \ln p_i$, siendo p_i la proporción de individuos de la especie i encontrados en la muestra. Asimismo las especies censadas se clasificaron, para su posterior análisis, dentro de las 6 categorías espaciales de hábitat definidos por Harmelin (1987) principalmente en función de su movilidad y rango distribución, variando a lo largo de un gradiente desde especies pelágicas de amplio rango de distribución hasta especies sedentarias de baja movilidad (tabla 3).

Tabla 3. Definición de las categorías de ocupación espacial (COE) (Harmelin, 1987). Modificado de Forcada, 2007.

COE	Descripción
1	Especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias.
2	Especies pelágicas relativamente sedentarias.
3	Especies demersales, con movimientos verticales medios.
4	Especies demersales, con movimientos verticales cortos.
5	Especies demersales sedentarias.
6	Especies crípticas muy sedentarias.

2.4. RECOLECCIÓN DE DATOS

De forma general un ecosistema, en sí mismo, resulta imposible de conocer en su totalidad. Mediante el sistema de recolección de datos biológicos, se obtiene una imagen imperfecta de las pautas de variación en el espacio y el tiempo de una variable descriptora del sistema estudiado (García-Charton, 1999). La evaluación del efecto reserva por medio de un muestreo que involucra áreas marinas protegidas, implica la necesidad del uso de un método no destructivo con un impacto mínimo en la comunidad de peces y hábitat debido a la sensibilidad de éstas, como es el caso de las reservas marinas.

El método del censo visual, iniciado por Brock (1954) a fin de evaluar cuantitativamente la composición de la comunidad íctica sin afectar negativamente tanto a la fauna como al hábitat, fue posteriormente seguido por Bell (1983), pionero en la evaluación el efecto reserva mediante este sistema.

Existe una gran variedad de metodologías en relación a los censos visuales y varios estudios corroboran sus distintos aspectos en busca de una comparativa entre ellos (Bortone, Kimmel y Bundrick, 1989; Harmelin-Vivien y Francour, 1992; Willis, Millar y Babcock, 2000; Harvey *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2006; Murphy y Jenkins, 2010). La exactitud y precisión de los valores obtenidos con diferentes métodos se encuentra afectados por diferentes sesgos asociados a las características de las unidades de muestreo (Palacios y Zapata, 2011). En el caso de los censos visuales, como método no intrusivo, ha sido estandarizado en reservas marinas de todo el mundo (Morey *et al.*, 2016). Se tratan de las técnicas no destructivas más utilizadas para estimar las comunidades ícticas de arrecifes y de praderas, y que con el tiempo han sido ampliamente adoptados en hábitats costeros poco profundos con sustrato heterogéneo como corales, arrecifes artificiales y rocas (Ribeiro *et al.*, 2006). Más concretamente, es el método de muestreo estacionario, también conocido como censo de punto fijo (“point count”), el que ha sido extendido para hábitats complejos como los de fondo rocoso debido a la heterogeneidad y alto relieve físico del sustrato (Falcón *et al.*, 1996), siendo en un principio un método desarrollado por Bohnsack y Bannerot (1986) para proporcionar datos cuantitativos sobre la estructura de la comunidad de peces de arrecife.

Los cambios en la densidad de la comunidad íctica son a menudo descritos en términos de índices de abundancia, como es el caso de los valores recolectados usando el método de muestreo estacionario, tratándose de una abundancia relativa y no de estimaciones absolutas debido a la dificultad de medir con exactitud el tamaño de la población (Gonzaga y Arteaga, 2009).

Corresponde a una metodología ampliamente utilizada en estudios de ecología de poblaciones (Hawkins *et al.*, 1999; Graham *et al.*, 2006; Castro Hernández *et al.*, 2007) permitiendo el seguimiento y estimación de abundancia relativa de las comunidades ícticas a través de un fácil acceso al medio, un esfuerzo mínimo y bajo gasto de tiempo de trabajo en el campo (Trujillo, 2003). La experiencia del observador en la identificación de las especies en su hábitat natural y concretamente sobre la ictiofauna local de la región del estudio resulta fundamental para el correcto y rápido desarrollo del diseño muestral, suponiendo por tanto un sesgo considerado en la información registrada (Bortone y Bohnsack, 1991). El método tradicional de transectos lineales fue subestimado debido a la complejidad estructural del hábitat, escogiendo el diseño estacionario de punto fijo que permite un censo restringido al hábitat particular interesado, eliminando los problemas causados por los largos transectos que atraviesan diferentes parches o zonas del hábitat (Bohnsack y Bannerot, 1986).

El diseño muestral se efectuó usando un equipo ligero de buceo, por el cual el observador toma posición en el centro de un círculo imaginario situado en un punto al azar de la zona de estudio (figura 3). La unidad de muestreo de parcelas circulares fue simulado con ayuda de una cuerda de dos metros con dos plomos en los extremos que se extiende sobre el perfil del fondo rocoso, representando el radio del círculo (figura 3). Esta longitud de radio fue seleccionado para evitar dificultades de identificación en función de la distancia entre el observador y el individuo. Además, una parcela circular tiene el borde mínimo para el área muestreada, reduciendo los posibles errores de efecto de borde derivados de decidir si una especie se encuentra dentro o fuera del área de muestreo. Estos errores son más probables en los transectos lineales de franja estrecha porque la relación entre el borde y el área muestreada es mucho mayor (Bohnsack y Bannerot, 1986).

El observador registra la información biológica requerida para el estudio, en este caso, la abundancia de las distintas especies de hábitat rocoso dentro del círculo con un lápiz de grafito sobre una tabla de PVC. De forma adicional, se incorporó el apoyo secundario de una pequeña cámara sumergible tanto para obtener imágenes de las especies identificadas, como ayuda en la identificación de especies con dificultades para el observador. Las condiciones meteorológicas e hidrológicas durante las fechas de muestreo fueron similares, con visibilidades horizontales superiores a 6 metros para evitar sesgos en los datos debido a estos factores (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

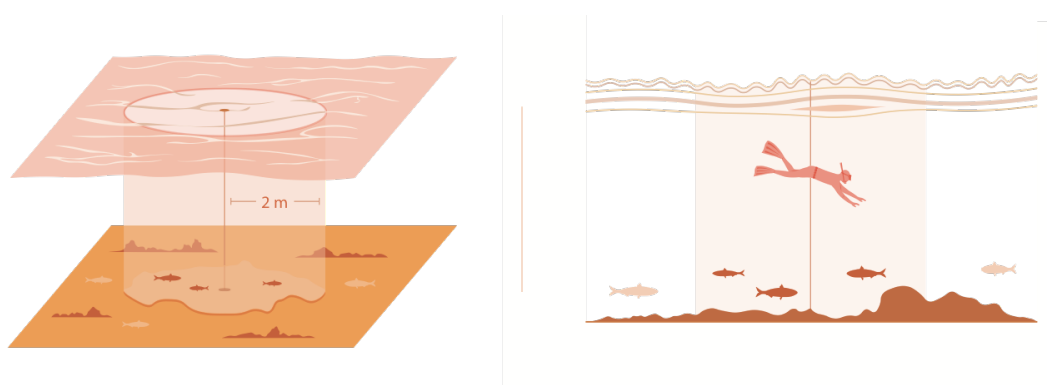


Figura 3. Representación esquemática de un censo visual de punto fijo.

Para obtener una visión de la estructura de la comunidad se seleccionaron cinco minutos como el intervalo de los censos, considerado el período mínimo para escanear cuidadosamente el área de muestreo en hábitats complejos. Se censó a una profundidad entorno a 3 - 4 metros para evitar interferencias o interacciones con las especies marinas.

El registro de abundancia de las especies observadas en los censos visuales presenta una dificultad con respecto a la precisión del recuento de individuos que suelen congregarse en grupos. Ensayos previos efectuados por Harmelin-Vivien *et al.* (1985) mostraron que la capacidad de recuento exacto de un grupo de peces por encima de 20 - 30 individuos en un censo resultaba imposible; y sobre 10 individuos, los errores de estimación eran frecuentes (citado en Charbonnel, Francour y Harmelin, 1997). Con el fin de reducir el sesgo en la información de la abundancia surge la aplicación de un sistema de clasificación semicuantitativo, utilizando diferentes clases de abundancia predeterminados (Harmelin-Vivien y Harmelin, 1975), adoptado tanto en censos de especies de arrecifes coralígenos (GBRMPA, 1978) como en la ictiofauna de fondo rocoso (Harmelin, 1987).

De esta forma, para obtener una estimación de la abundancia relativa de cada especie lo más acertada de la realidad, se cuantificaron las especies en relación a una escala de 9 clases de abundancia (Harmelin, 1987), basada en un factor básico de progresión geométrica de 2 individuos (1/ 2-5/ 6-10/ 11-30/ 31-50/ 51-100/ 101-200/ 201-500/ > 500).

Los valores de abundancia usados para la matriz de datos se calcularon a partir de la media aritmética de los límites de clase (1 / 3 / 8 / 18 / 39 / 71 / 142 / 317 / 500). Este sistema de registro según Frontier (1986), conduce a un grado similar de error al asignar cada observación a alguna de las clases de la escala, asegurando la homogeneidad de varianzas tras la transformación logarítmica de los datos (citado en García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1998).

2.5. DISEÑO EXPERIMENTAL

Los patrones espacio - temporales observados a una escala específica sobre la composición de los conjuntos locales de peces litorales tienen su origen en una serie de factores ecológicos muy variados (e. g. hábitat, factores físico-químicos, hidrodinámica, disponibilidad de recursos, depredación, competencia, dinámica larvaria, variabilidad de reclutamiento, actividades antrópicas, etc.) (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1998; Thiel *et al.*, 1995; García-Charton *et al.*, 2004; Forcada, 2007). Cada fuente de variación iría asociado a una serie de factores ambientales que, en última instancia, serían los causantes de la variabilidad observada a cada escala espacial (García-Charton *et al.*, 2006). La evaluación del efecto reserva requiere aislar la influencia de estos factores que potencialmente pueden afectar en la distribución de la comunidad íctica, por lo que resulta necesario un diseño experimental que contemple una replicación en el espacio y el tiempo (García-Charton *et al.*, 2000; Ayala-Pérez *et al.*, 2012), contribuyendo así a establecer

hasta qué punto pueden generalizarse los procesos a pequeña escala y comprender los patrones espaciales de los peces de diferentes especies, que perciben y responden a su entorno de formas muy diferentes (La Mesa *et al.*, 2011).

Además el aumento del número de réplicas (censos) y de la propia replicación espacial, combinados con factores anidados facilita la interpretación de la heterogeneidad espacial observada (García-Charton *et al.*, 2004). Con estos procedimientos, el efecto de la protección puede ser identificado y distinguido de la variabilidad natural (Fraschetti *et al.*, 2005).

En un principio el estudio contemplaba un diseño experimental mACI (*“Multiple - After - Control - Impact”*) destacado por su calidad de diseño (Ojeda-Martínez *et al.*, 2011), con replicación espacial y temporal a través de mediciones de 2 áreas marinas protegidas (solo datos de después de su declaración) frente a 2 zonas control sin protección. Generalmente, la falta de datos en los estudios de antes de la declaración de las AMPs dificulta la evidencia de causalidad del efecto de la protección. Sin embargo, es aquí donde los diseños ACI, cuyo origen resulta de utilizar un diseño BACI (*“Before - After - Control - Impact”*) deconstruido, permite realizar comparaciones espaciales junto a sus tendencias temporales después del establecimiento de una AMP (Addison, 2011).

El periodo de muestreo tuvo lugar a lo largo de los meses de febrero y marzo de 2018, con un total de 64 censos previstos y distribuidos entre estos dos meses. En cada mes se realizaría un muestreo de las dos áreas de estudio (Alicante y Mallorca), donde cada área presentaba dos niveles de protección (AMP y zona control). Dentro de cada nivel de protección se seleccionaron 2 localidades y en cada localidad se llevarían a cabo 4 réplicas de muestreo. Sin embargo, debido a problemas de logística en medio del desarrollo del estudio no se pudo completar con éxito todo el muestreo previsto, faltando por muestrear la segunda replicación temporal en 1 AMP (Isla de Tabarca) y 1 zona control (Cabo Huertas) del mismo sector. De forma que un total de 48 censos fueron llevados a cabo entre los dos meses, repartidos en 32 censos el mes de febrero en las dos áreas de estudio y 16 censos en el mes de marzo en el área de Mallorca. Con la intención de optimizar el diseño muestral para lograr un mayor poder de análisis a la hora de detectar el efecto de la protección, las localidades muestreadas al azar fueron diferentes en cada uno de los tiempos de muestreo (figura 2).

Se reconfiguró el diseño experimental original en dos nuevos diseños por separado, acondicionados a los datos disponibles. Por un lado un diseño enfocado a la comparación del efecto reserva de dos reservas marinas concretas (Isla de Tabarca e Isla del Toro), además de

otro diseño que examina la variabilidad temporal del efecto reserva en el AMP de la Isla del Toro (Mallorca). En ambos casos, para probar específicamente la hipótesis de que la abundancia observada era mayor dentro de las áreas marinas protegidas que en las localidades control, se estableció un factor fijo de protección (P).

De esta forma, para poder realizar un análisis comparativo del efecto de protección sobre la comunidad íctica de las dos reservas marinas estudiadas considerando una replicación espacial, se propone un primer diseño experimental (figura 4A) simétrico de dos factores ortogonales (área y protección) y uno anidado (localidad). Los factores área y protección son fijos con dos niveles respectivamente: área (Mallorca y Alicante) y protección (AMP y Zona Control). Con respecto al factor localidad, aleatorio y anidado en la interacción del factor área con protección, contiene dos niveles (L_1 y L_2). Por último, en cada localidad se llevaron a cabo censos visuales a través de 4 réplicas elegidas al azar.

El segundo diseño (figura 4B) centrado en determinar concretamente el efecto de la variabilidad temporal en la protección de la comunidad íctica de la Reserva Marina de la Isla del Toro considerando una replicación temporal, plantea un diseño experimental simétrico de dos factores ortogonales (tiempo y protección) y uno anidado (localidad).

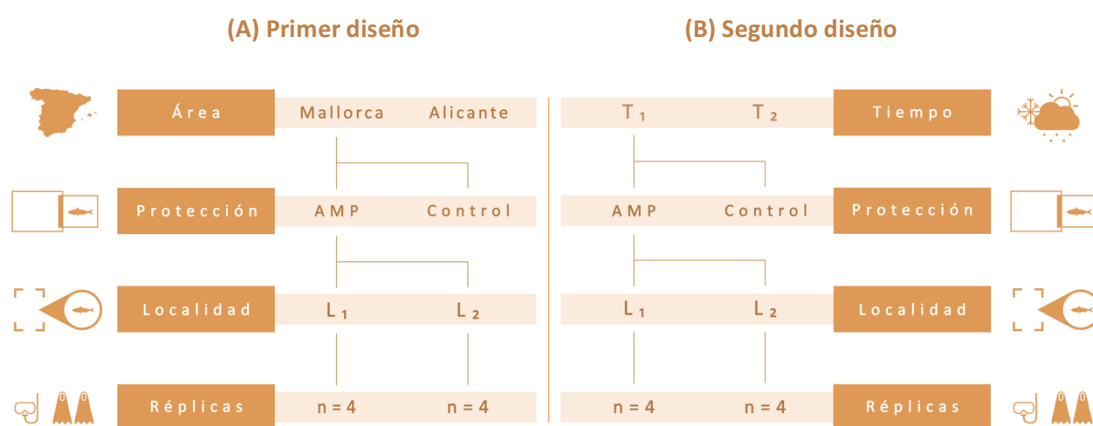


Figura 4. Diagrama de los dos diseños experimentales (A: primer diseño, B: Segundo diseño).

El factor tiempo es aleatorio con dos niveles: T_1 (Febrero) y T_2 (Marzo). El factor protección, fijo, contiene dos niveles: área marina protegida (Isla del Toro) y zona control (Punta d'es Carregador). Con respecto al factor localidad, aleatorio y anidado en la interacción del factor tiempo con protección, lo que supone que las localidades sean distintas en cada uno de los tiempos de muestreo, contiene dos niveles (L_1 y L_2). De la misma forma, en cada localidad 4 réplicas fueron llevadas a cabo al azar.

2.6. TRATAMIENTO DE DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Mediante el registro de la población íctica observada se construyeron unas matrices de datos de los parámetros biológicos de la abundancia (total y por especie) por cada censo visual para su posterior tratamiento y análisis estadístico. Para los análisis de la abundancia total y a nivel de especie, se eliminaron aquellas especies pertenecientes a las categorías 1 y 6 de ocupación espacial, al tratarse de especies erráticas, gregarias y de alta movilidad que pueden enmascarar la detección del efecto de protección.

Para cuantificar la variación espacial en múltiples escalas en los grupos de peces se aplicó un diseño simétrico de análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1991; 1992; 1993; 1994) expuesto en el apartado anterior. Los modelos lineales resultantes fueron los siguientes (siendo A: área, T: tiempo, P: nivel de protección y L: localidad) :

$$X_{ijk} = \mu + A_i + P_j + L(AxP)_{k(ij)} + AxP_{ij} + Residual_{n(ijk)}$$

Primer diseño (figura 4A), donde:

X_{ijk} : valor estimado en el muestreo.

μ : media poblacional.

A_i : variaciones debidas al factor *área*.

P_j : variaciones debidas al factor *protección*.

$L(AxP)_{k(ij)}$: variaciones debidas al factor *localidad*, anidado en la interacción del factor *área* con *protección*.

AxP_{ij} : variaciones debidas a la interacción del factor *área* con *protección*.

$Residual_{n(ijk)}$: variaciones debidas a las réplicas.

$$X_{ijk} = \mu + T_i + P_j + L(TxP)_{k(ij)} + TxP_{ij} + Residual_{n(ijk)}$$

Segundo diseño (figura 4B), donde:

X_{ijk} = valor estimado en el muestreo.

μ = media poblacional.

T_i = variaciones debidas al factor *tiempo*.

P_j : variaciones debidas al factor *protección*.

$L(TxP)_{k(ij)}$: variaciones debidas al factor *localidad*, anidado en la interacción del factor *tiempo* con *protección*.

TxP_{ij} : variaciones debidas a la interacción del factor *tiempo* con *protección*.

$Residual_{n(ijk)}$: variaciones debidas a las réplicas.

Mediante este diseño simétrico y empleando el programa R Project for Statistical Computing, se analizaron los valores medios del número de especies, de la abundancia total y por especie, y la diversidad (parámetros biológicos). Previamente se contrastó, por medio del test de Cochran (Cochran, 1951), la homogeneidad de varianzas (Zar, 1984) de las variables analizadas. Cuando se encontraron diferencias significativas, los datos se transformaron mediante $\sqrt{x+1}$ o $\ln(x+1)$. En aquellos casos en los que la transformación no solucionó el problema de heterogeneidad de varianzas, los datos fueron analizados sin transformar, disminuyendo el nivel de significación hasta $\alpha=0.01$ con el fin de evitar el riesgo de cometer un error de tipo I, es decir, de afirmar que hay diferencias cuando realmente no hay y respetar la robustez del análisis (Underwood, 1997).

Por otro lado, se realizó el estudio de la configuración de la comunidad íctica empleando técnicas de análisis multivariante. Se llevó a cabo una ordenación de las diferentes estaciones de muestreo atendiendo a los cambios producidos en el parámetro de abundancia para cada diseño experimental teniendo en cuenta los diferentes factores considerados (*área, tiempo, protección, localidad*). Para esta ordenación se llevó a cabo una técnica de escalamiento multidimensional (MDS) y el análisis multivariante permutacional semiparamétrico de la varianza (PERMANOVA) (Anderson, 2005). La técnica de escalamiento multidimensional (MDS) se aplicó para producir una representación bidimensional de las similitudes del poblamiento entre las distintas estaciones de muestreo. El PERMANOVA se empleó para comprobar cada término del modelo anteriormente descrito mediante un test de 4999 permutaciones de los residuales.

3. RESULTADOS



3.1. ANÁLISIS DEL NÚMERO DE ESPECIES, ABUNDANCIA TOTAL Y DIVERSIDAD DEL POBLAMIENTO ÍCTICO

Un total de 19 especies, agrupadas en 6 familias, fueron censadas en el conjunto de las cuatro zonas de estudio. Las especies fueron ordenadas siguiendo la clasificación taxonómica presente en Whitehead *et al.* (1984) y clasificadas en una de las categorías de ocupación espacial definidas por Harmelin (1987) (tabla 4). El número máximo de especies por censo registrado en el estudio fue de 11 especies tanto en la RM de Tabarca (primer tiempo muestreo) como en la RM del Toro (segundo tiempo muestreo), mientras que el número mínimo observado fue de 3 especies en la zona control de Mallorca (primer tiempo muestreo).

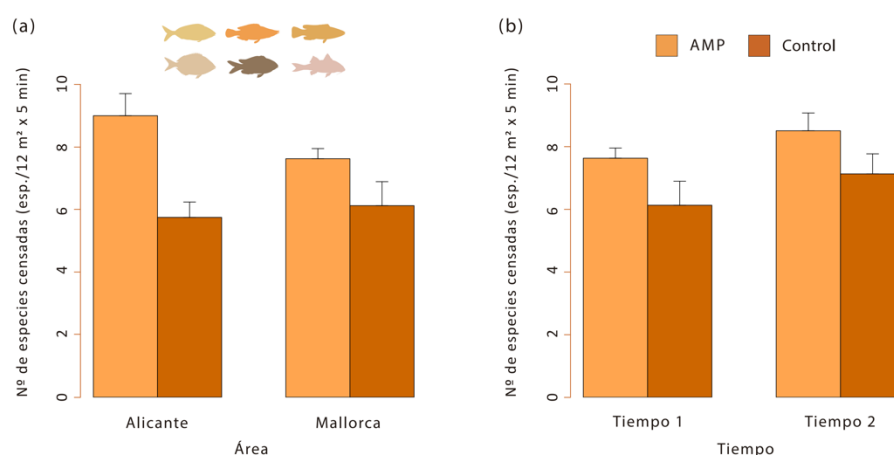


Figura 5. (a) Riqueza específica media (esp./12 m² x 5 min ± error típico) del poblamiento íctico en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) riqueza específica media (esp./12 m² x 5 min ± error típico) del poblamiento íctico en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de

Las diferencias en el número medio de especies con respecto al nivel de protección, entre las AMPs y zonas control, resultaron significativas con un mayor número de especies en las dos reservas marinas (tabla 4). Particularmente, la RM de Tabarca mostró valores ligeramente superiores en relación al resto de zonas censadas (figura 5a). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre las dos áreas de estudio (tabla 5). Tampoco se detectó variabilidad espacial para el número de especies a la escala de localidades. A la hora de contrastar la variabilidad temporal del número de especies en el sector de Mallorca, también se detectaron diferencias significativas con respecto al nivel de protección entre la AMP y zona control (tabla 6). Las diferencias en función del tiempo de muestreo no resultaron significativas

a pesar de observar valores ligeramente superiores en el segundo tiempo para los dos niveles de protección (figura 5b). El número de especies no mostró diferencias significativas asociadas al factor localidad.

Tabla 4. Clasificación por familias de las especies ícticas registradas en el estudio según Whitehead *et al.* (1984). COE: categoría de ocupación espacial (1: especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias, 2: especies pelágicas relativamente sedentarias, 3: especies demersales, con movimientos verticales medios, 4: especies demersales de movimientos verticales cortos, 5: especies demersales sedentarias, 6: especies crípticas muy sedentarias).

Familia	Especies	COE
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	5
	<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	5
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	1
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)	4
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Rafinesque, 1810)	3
	<i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1841)	3
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1789)	3
	<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	3
	<i>Diplodus vulgaris</i> (E. Geoffrey Saint-Hilare, 1817)	3
	<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	1
	<i>Sarpa Salpa</i> (Linnaeus, 1758)	3
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	2
Labridae	<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	5
	<i>Labrus merula</i> (Linnaeus, 1758)	5
	<i>Labrus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	5
	<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	5
	<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1797)	5
	<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	5
	<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	5

Tabla 5. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: área, P: protección, L: localidad), para el número de especies censadas, la abundancia total y la diversidad de especies del poblamiento íctico en las dos áreas de estudio (Alicante y Mallorca). g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001).

Fuentes de variación	g. l.	Número de especies		Abundancia total		Diversidad		F-versus
		C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
A	1	2.000	1.2800	166.5	0.5725	0.0125587	2.4014	L (A x P)
P	1	45.125	28.8800 **	14921.3	51.2924 **	0.0018567	0.3550	L (A x P)
A x P	1	6.125	3.9200	1554.0	5.3420	0.0005798	0.1109	L (A x P)
L (A x P)	4	1.563	0.5068	290.9	0.2435	0.0052297	0.1807	Residual
Residual	24	3.083		1194.7		0.0289352		
Transformación								

Tabla 6. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (T: tiempo, P: protección, L: localidad), para el número de especies censadas, la abundancia total y la diversidad de especies del poblamiento íctico en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca. g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001).

Fuentes de variación	g. l.	Número de especies		Abundancia total		Diversidad		F-versus
		C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
T	1	7.0313	3.0000	180.5	0.4093	0.047166	1.1740	L (T x P)
P	1	16.5313	529.0000 *	6612.5	3306.2500 *	0.010515	1.5069	T x P
T x P	1	0.0313	0.0133	2.0	0.0045	0.006977	0.1737	L (T x P)
L (T x P)	4	2.3437	0.8007	441.0	0.5008	0.040175	1.6867	Residual
Residual	24	2.9271		880.5		0.023818		
Transformación								

La abundancia total del poblamiento íctico, por término medio, resultó ser notablemente superior en las dos AMPs (figura 6a), encontrando diferencias significativas sobre el nivel de protección (tabla 5). El número máximo de individuos observados en 12 m² fue de 138 individuos en la RM de Tabarca (primer tiempo muestreo), mientras que la abundancia más baja correspondió a un censo con 6 ind./ 12 m² (primer tiempo muestreo) en la zona control de la Punta d'es Carregador (Mallorca). Las diferencias de la abundancia total entre las dos áreas de estudio y las localidades no resultaron significativas (tabla 5), sin ninguna variabilidad espacial asociada. A la hora de contrastar la variabilidad temporal de la abundancia total en el sector de Mallorca, la tendencia seguía mostrando niveles superiores en el AMP (figura 6b) con diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 6). Tanto las diferencias en función del tiempo de muestreo como de la localidad, no resultaron significativas (tabla 6).

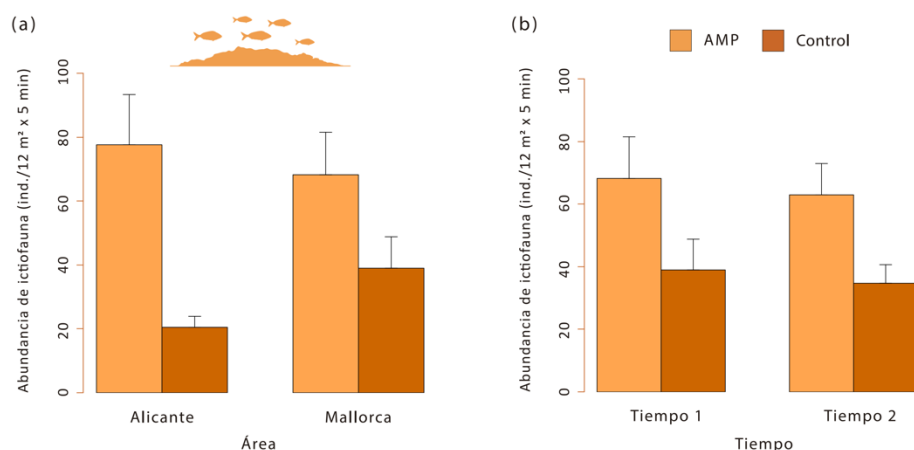


Figura 6. (a) Abundancia total media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) del poblamiento íctico en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia total media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) del poblamiento íctico en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

La diversidad, medida a través del índice de Shannon-Wiener, presentó su valor máximo en la zona control de la Punta d'es Carregador (Mallorca) con 1.01 bits/ind., mientras que el valor mínimo fue observado en la RM del Toro con 0.31 bits/ind.

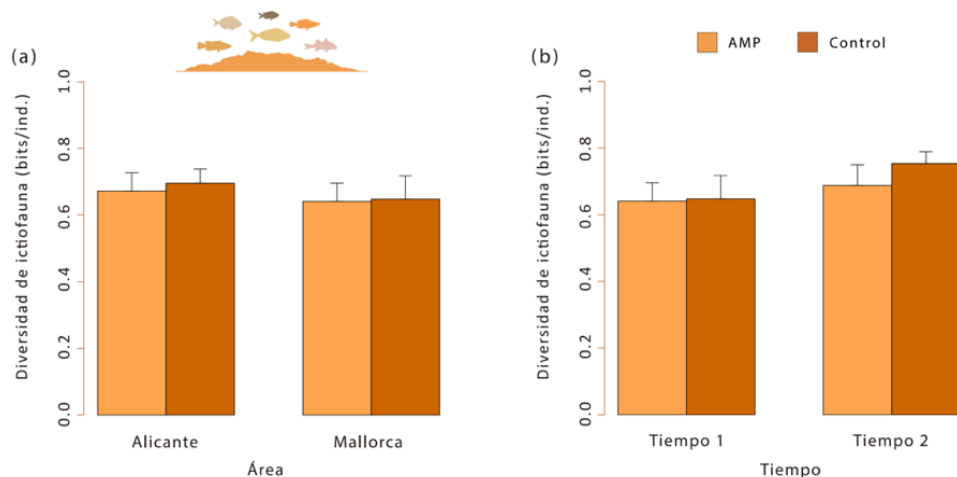


Figura 7. Valores medios de diversidad (bits/ind. ± error típico) del poblamiento íctico en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) valores medios de diversidad (bits/ind. ± error típico) del poblamiento íctico en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

La diversidad mostró en términos generales valores muy similares en relación tanto al nivel de protección, entre las AMPs y zonas control, como al área de estudio (figura 7a), sin detectar diferencias significativas sobre estos dos factores (tabla 5). Las diferencias entre localidad tampoco resultaron significativas, sin variabilidad espacial asociada a la diversidad. Dentro del

área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, la tendencia continuó mostrando niveles semejantes de diversidad entre el AMP y la zona control (figura 7b), sin mostrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 6). Del mismo modo, la diferencias entre tiempos de muestreo y localidades tampoco resultaron significativas (tabla 6).

3.2. ANÁLISIS DE LA ABUNDANCIA A NIVEL DE ESPECIE

Los análisis de la abundancia media a nivel de especie del poblamiento íctico en las áreas de Alicante y Mallorca, mostraron tendencias a presentar mayores niveles de abundancia dentro de las AMPs (figuras 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 21, 22, 23 y 24) por parte de todas la especies excepto, *M. surmuletus* y *S. rostratus*. Sin embargo, únicamente 4 especies (*D. annularis*, *D. puntazzo*, *E. marginatus* y *S. scribea*) de las 17 especies analizadas en las dos áreas llegaron a detectar diferencias significativas en función del nivel de protección y una de ellas, *E. marginatus*, presentó diferencias significativas asociadas a la interacción de los factores área y protección, no habiéndose observado ningún ejemplar en Mallorca (tabla 7). Las diferencias de abundancia entre áreas resultaron significativas tan solo en el caso de *D. vulgaris* y *E. marginatus* (tabla 7), mostrando niveles superiores en Mallorca. Ninguna especie mostró variabilidad espacial para su abundancia a la escala de localidades.

Paralelamente, los análisis de la abundancia media en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, también mostraron tendencias a presentar mayores niveles de abundancia dentro del AMP. Sin embargo únicamente *D. annularis*, de las 14 especies analizadas en Mallorca, llegó a detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección con niveles superiores en el AMP (tabla 8). Las diferencias de abundancia entre los dos tiempos de muestreo resultaron significativas tan solo en el caso de *D. puntazzo* (tabla 8), mostrando niveles superiores en el segundo tiempo. Tampoco se detectaron diferencias significativas asociadas a la localidad.

A continuación se analizarán en detalle las 17 especies censadas del poblamiento íctico en términos de abundancia media.

Tabla 7. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: área, P: protección, L: localidad), para la abundancia de las especies censadas del poblamiento íctico en las dos áreas de estudio (Alicante y Mallorca). g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001). “ω” indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	g. l.	<i>C. chromis</i>		<i>C. julis</i>		<i>D. annularis</i>		<i>D. cervinus</i>		F-versus
A	1	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	L (A x P)
P	1	850.78	1.5463	0.07858	0.9260	0.15717	2.0938	0.125000	1	L (A x P)
A x P	1	1471.5	2.6744	0.60892	7.1750	0.65717	8.7549 *	0.125000	1	L (A x P)
L (A x P)	4	108.78	0.1977	0.00536	0.0632	0.01072	0.1429	0.125000	1	L (A x P)
Residual	24	550.22	1.2850	0.08487	0.2812	0.07506	0.3874	0.125000	3	Residual
Transformación		428.20		0.30183	√ (x+1)	0.19378	√ (x+1)	0.041667	- ^ω	

Fuentes de variación	g. l.	<i>D. puntazzo</i>		<i>D. sargus</i>		<i>D. vulgaris</i>		<i>E. marginatus</i>		F-versus
A	1	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	L (A x P)
P	1	0.00536	0.4605	357.78	3.0264	8.2154	16.1579 *	0.1250	2.0769e+32 ***	L (A x P)
A x P	1	0.32858	28.2211 **	603.78	5.1073	0.8298	1.6320	0.1250	2.0769e+32 ***	L (A x P)
L (A x P)	4	0.00536	0.4605	52.53	0.4444	0.0033	0.0065	0.1250	2.0769e+32 ***	L (A x P)
Residual	24	0.01164	0.1552	118.22	1.5782	0.5084	0.3400	0.0000	0.000e+00	Residual
Transformación		0.07501	√ (x+1)	74.91		1.4956	√ (x+1)	0.0625	√ (x+1)	

Fuentes de variación	g. l.	<i>L. merula</i>		<i>L. viridis</i>		<i>M. surmuletus</i>		<i>S. roissali</i>		F-versus
A	1	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	L (A x P)
P	1	0.50000	1.1429	0.78125	2.7778	0.03125	1	2.53125	1.6531	L (A x P)
A x P	1	1.12500	2.5714	0.78125	2.7778	0.03125	1	1.53125	1.0000	L (A x P)
L (A x P)	4	0.12500	0.2857	0.78125	2.7778	0.03125	1	0.03125	0.0204	L (A x P)
Residual	24	0.43750	1.2353	0.28125	1.0000	0.03125	1	1.53125	0.9484	Residual
Transformación		0.35417	- ^ω	0.28125	- ^ω	0.03125	- ^ω	1.61458		

Fuentes de variación	g. l.	<i>S. rostratus</i>		<i>S. salpa</i>		<i>S. scriba</i>		<i>S. tinca</i>		F-versus
A	1	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	L (A x P)
P	1	0.28125	1	4.0998	1.8182	0.2813	0.4286	0.65160	1.975	L (A x P)
A x P	1	0.28125	1	10.6083	4.7045	7.0312	10.7143 *	0.65160	1.975	L (A x P)
L (A x P)	4	0.28125	1	8.1728	3.6244	1.5312	2.3333	0.07587	0.230	L (A x P)
Residual	24	0.28125	1	2.2549	0.4750	0.6562	0.4532	0.32993	0.436	Residual
Transformación		0.28125		4.7473	√ (x+1)	1.4479	√ (x+1)	0.75677	Log (x+1)	

Fuentes de variación	g. l.	<i>T. pavo</i>		F-versus
A	1	C. M.	F	L (A x P)
P	1	0.20895	0.4390	L (A x P)
A x P	1	0.06250	0.1313	L (A x P)
L (A x P)	4	0.01072	0.0225	L (A x P)
Residual	24	0.47595	2.3037	Residual
Transformación		0.20660	√ (x+1)	

Tabla 8. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (T: tiempo, P: protección, L: localidad), para la abundancia de las especies censadas del poblamiento íctico en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca. g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$). “ ω ” indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

Fuentes de variación	g. l.	<i>C. chromis</i>		<i>C. julis</i>		<i>D. annularis</i>		<i>D. puntazzo</i>		F-versus
		C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
T	1	236.53	0.3496	2.0000	0.5614	0.5000	5.7140e-01	0.2813	9.000 *	L (T x P)
P	1	935.28	133.0178	8.0000	64.0000	4.5000	2.2818e+31 ***	5.2813	18.778	T x P
T x P	1	7.03	0.0104	0.1250	0.0351	0.0000	0.0000e+00	0.2813	9.000 *	L (T x P)
L (T x P)	4	676.66	1.6070	3.5625	0.6129	0.8750	5.3160e-01	0.0312	0.038	Residual
Residual	24	421.07		5.8125		1.6458		0.8229		
Transformación										

Fuentes de variación	g. l.	<i>D. sargus</i>		<i>D. vulgaris</i>		<i>L. merula</i>		<i>M. surmuletus</i>		F-versus
		C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
T	1	3.125	0.1639	0.14274	0.2568	0.12500	0.5000	0.03125	1	L (T x P)
P	1	84.500	1.2779	0.19717	0.7174	1.12500	9.0000	0.03125	1	T x P
T x P	1	66.125	3.4689	0.27485	0.4945	0.12500	0.5000	0.03125	1	L (T x P)
L (T x P)	4	19.062	0.3806	0.55583	0.2602	0.25000	0.7059	0.03125	1	Residual
Residual	24	50.083		2.13598		0.35417		0.03125		
Transformación					$\sqrt{(x+1)}$		$-\omega$		$-\omega$	

Fuentes de variación	g. l.	<i>S. roissali</i>		<i>S. rostratus</i>		<i>S. salpa</i>		<i>S. scriba</i>		F-versus
		C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
T	1	0.0000	0.0000	0.28125	1	30.03	0.1516	0.03125	0.0476	L (T x P)
P	1	0.1250	0.1111	0.28125	1	536.28	7.7687	0.78125	2.7778	T x P
T x P	1	1.1250	1.2000	0.28125	1	69.03	0.3485	0.28125	0.4286	L (T x P)
L (T x P)	4	0.9375	0.5000	0.28125	1	198.09	0.5147	0.65625	0.4961	Residual
Residual	24	1.8750		0.28125		384.91		1.32292		
Transformación					$-\omega$					

Fuentes de variación	g. l.	<i>S. tinca</i>		<i>T. pavo</i>		F-versus
		CM	F	CM	F	
T	1	0.5000	0.1509	0.5000	0.1013	L (T x P)
P	1	1.1250	1.0000	8.0000	2.5600	T x P
T x P	1	1.1250	0.3396	3.1250	0.6329	L (T x P)
L (T x P)	4	3.3125	1.0258	4.9375	1.1449	Residual
Residual	24	3.2292		4.3125		
Transformación						

· *Chromis chromis*: La abundancia de *C. chromis* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las dos AMPs (figura 8a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Aunque parecen observarse ligeras diferencias de abundancia entre las dos áreas con una mayor abundancia en Mallorca, especialmente en lo que respecta a la zona control, tampoco resultaron significativas (tabla 7). A la hora de contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, la tendencia siguió mostrando niveles más altos de en el AMP (figura 8b), pese a no detectar diferencias significativas sobre el nivel de protección ni entre los dos tiempos de muestreo (tabla 8).

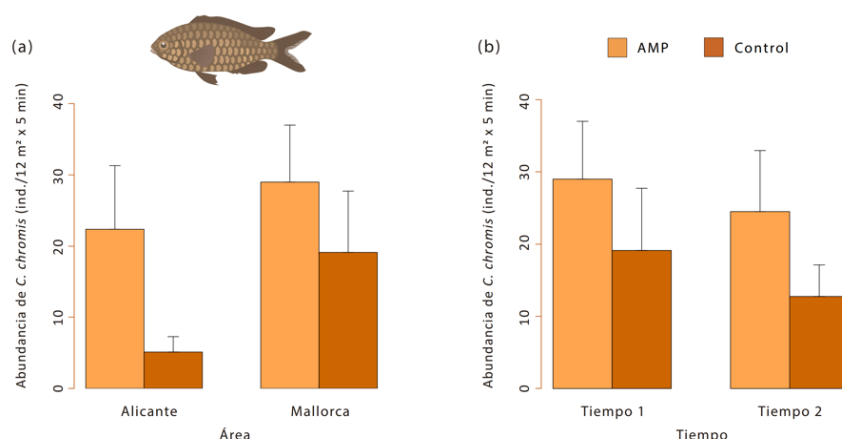


Figura 8. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *C. chromis* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *C. chromis* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Coris Julis*: La abundancia de *C. julis* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 9a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Igualmente, las diferencias entre áreas no resultaron significativas (tabla 7). Dentro del área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, la tendencia continuó mostrando niveles más altos de abundancia en el AMP (figura 9b) a pesar de no encontrar diferencias significativas sobre el nivel de protección (tabla 8). Del mismo modo, la diferencias entre tiempos no resultaron significativas (tabla 8).

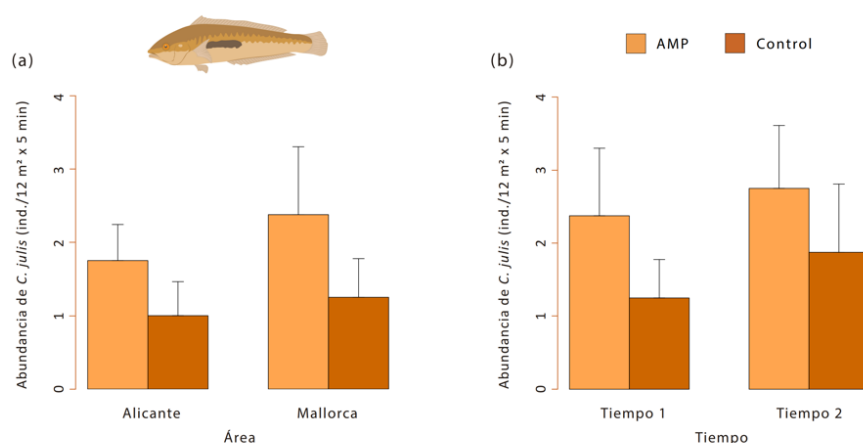


Figura 9. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *C. julis* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *C. julis* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Diplodus annularis*: La abundancia de *D. annularis* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 10a), encontrando diferencias significativas con respecto al nivel de protección pero no entre las áreas de muestreo (tabla 7). De forma similar al contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, la aparición de unos niveles más altos en el AMP (figura 10b) fue acompañado de la detección de diferencias significativas con respecto al nivel de protección pero no entre los tiempos de muestreo (tabla 8).

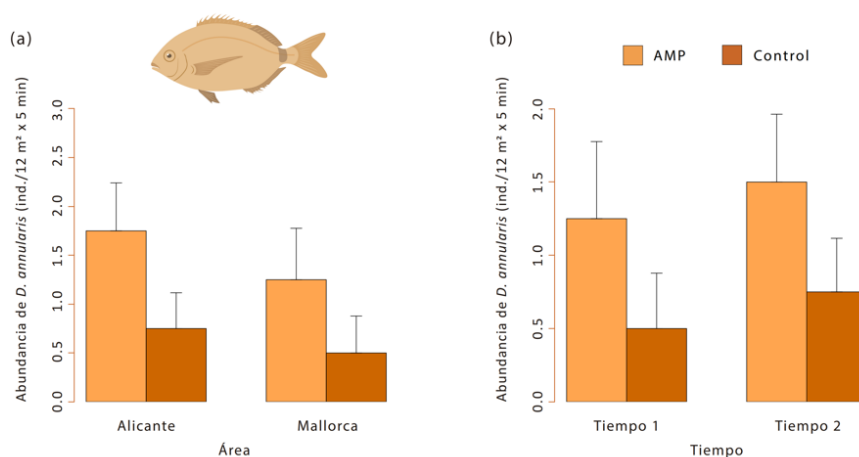


Figura 10. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. annularis* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. annularis* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Diplodus cervinus*: La especie *D. cervinus* fue censada únicamente en la RM de Tabarca, dominando por ello sobre el resto de áreas en abundancia de esta especie (figura 11), pero sin detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7), ya que su aparición fue esporádica. Del mismo modo, las diferencias entre las áreas no resultaron significativas (tabla 7)

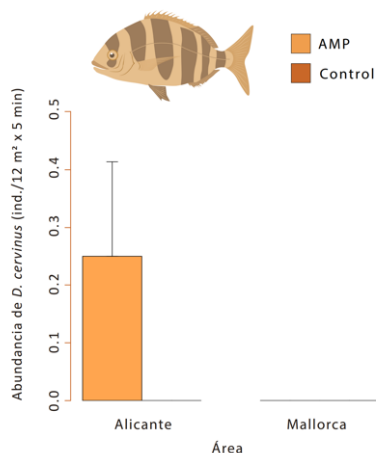


Figura 11. Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. cervinus* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección.

· *Diplodus puntazzo*: La especie *D. puntazzo* fue registrada tan solo en fondos localizados dentro de las AMPs (figura 12a), dominando sobre el resto de zonas de muestreo en abundancia de esta especie, pero sin detectar diferencias significativas en el nivel de protección (tabla 7). Los niveles de abundancia entre las dos AMPs mostraron tendencias similares sin llegar a detectar diferencias significativas entre áreas (tabla 7). Dentro del área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, *D. puntazzo* también fue registrada únicamente en el AMP (figura 12b) sin encontrar tampoco diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 8). Se detectó variabilidad temporal dentro de la RM del Toro, siendo la abundancia en el segundo tiempo significativamente mayor (tabla 8). Debido a su ausencia en la zona control, las diferencias en la interacción de los factores tiempo y protección también resultaron significativas (tabla 8).

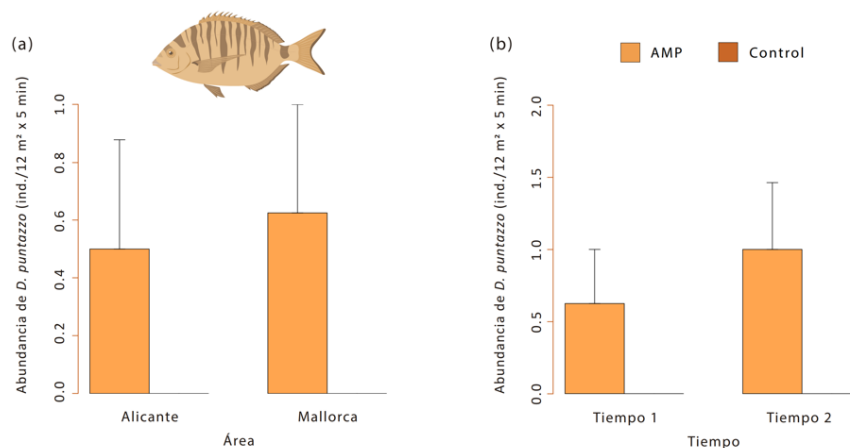


Figura 12. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. puntazzo* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. puntazzo* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Diplodus sargus*: La abundancia de *D. sargus* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 13a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Concretamente el área de Alicante presentó niveles superiores a Mallorca, en especial dentro del AMP pero sin lograr detectar diferencias significativas (tabla 7). A la hora de contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, la tendencia continuó mostrando niveles más altos de abundancia en el AMP, sobretodo en el primer tiempo de muestreo y en menor medida en el segundo (figura 13b), pero sin llegar a detectar diferencias significativas sobre el nivel de protección (tabla 8). Del mismo modo, las diferencias entre tiempos no resultaron significativas (tabla 8).

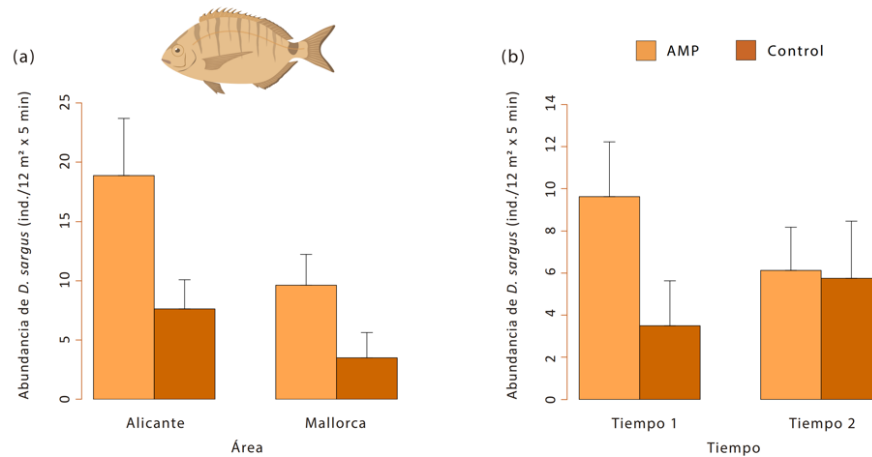


Figura 13. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. sargus* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. sargus* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Diplodus vulgaris*: La abundancia de *D. vulgaris* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 14a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Las diferencias de abundancia entre las áreas, con niveles claramente superiores en Mallorca (figura 14a), no resultaron significativas (tabla 7). De forma similar al contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, no se detectaron diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 8) a pesar de observar una tendencia con niveles más altos en el AMP, especialmente en el primer tiempo de muestreo y en menor medida en el segundo tiempo (figura 14b). Las diferencias entre tiempos de muestreo tampoco resultaron significativas (tabla 8).

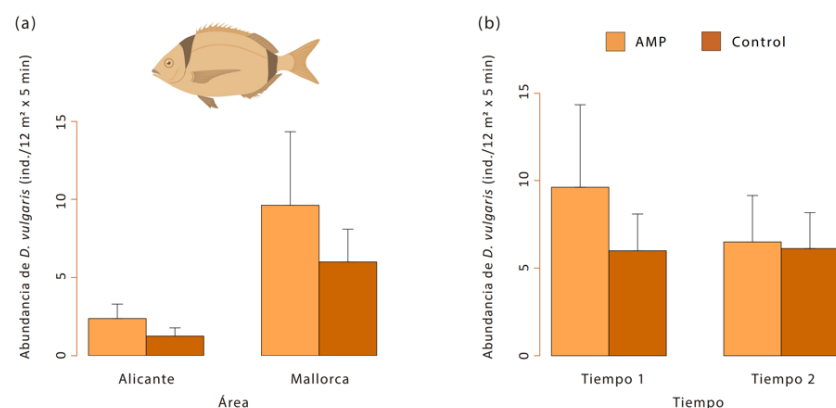


Figura 14. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. vulgaris* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *D. vulgaris* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Epinephelus marginatus*: La especie *E. marginatus* sólo fue censada de forma puntual en la RM de Tabarca, con el único valor de abundancia de entre todas las zonas de muestreo (figura 15). Así, las diferencias en los valores medios de abundancia asociadas al factor área y nivel de protección, así como a la interacción entre las mismas, resultaron significativas (tabla 7).

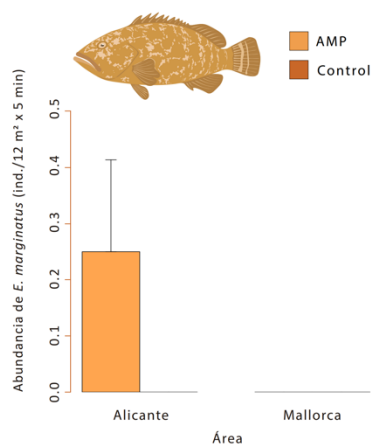


Figura 15. Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *E. marginatus* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección.

· *Labrus merula*: La abundancia de *L. Merula* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 16a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Incluso se llegan a apreciar diferencias ligadas al factor área, con valores superiores en Alicante, pero sin resultar significativas (tabla 7). Dentro del área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, *L. merula* fue registrada tan solo en fondos localizados dentro del AMP (figura 16b), dominando sobre la zona control en abundancia de esta especie, pero sin detectar diferencias significativas sobre el nivel de protección ni entre los dos tiempos de muestreo (tabla 8).

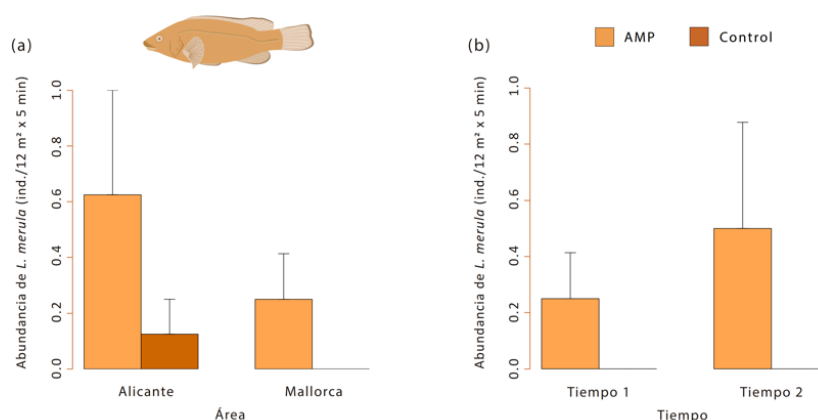


Figura 16. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *L. merula* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *L. merula* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Labrus viridis*: La especie *L. viridis* fue censada únicamente en la RM de Tabarca, dominando por ello sobre el resto de zonas muestreadas en abundancia de esta especie (figura 17). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas asociadas al factor nivel de protección y área (tabla 7).

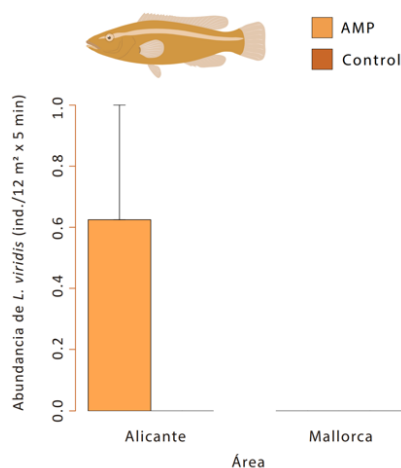


Figura 17. Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *L. viridis* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección.

· *Mullus surmuletus*: La especie *M. surmuletus* fue registrada de forma puntual tan solo en la zona control de Mallorca con el único valor de abundancia de entre todas las zonas de muestreo (figura 18a). No obstante, no se llegaron a detectar diferencias significativas con respecto al factor nivel de protección y área (tabla 7). Del mismo modo, dentro del área de Mallorca para los dos tiempos de muestreo, *M. surmuletus* fue censado únicamente en la zona control durante el primer tiempo con el único valor de abundancia de entre las zonas de muestreo (figura 18b). No obstante, no se llegaron a detectar diferencias significativas con respecto al factor protección y tiempo (tabla 8).

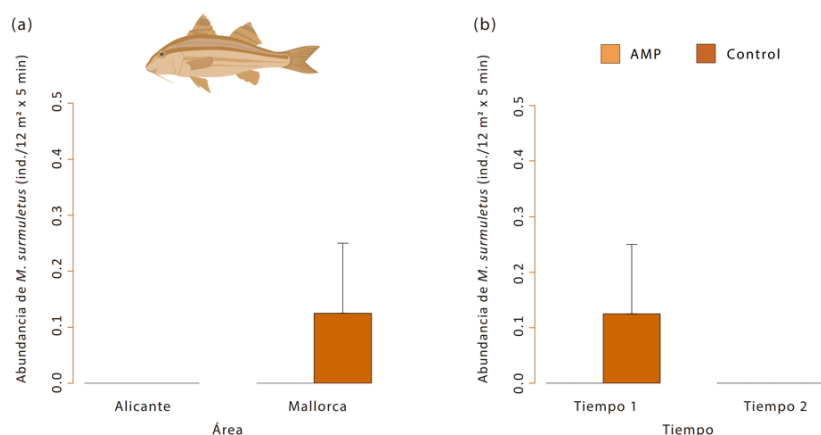


Figura 18. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *M. surmuletus* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *M. surmuletus* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Symphodus roissali*: La abundancia de *S. roissali* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 19a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Tampoco se detectaron diferencias significativas asociadas al factor área (tabla 7). A la hora de contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, *S. roissali* mostró niveles más altos en el AMP únicamente en el primer tiempo de muestreo, dominando la zona control en el segundo (figura 19b). De esta forma, no se observaron diferencias significativas con respecto al nivel de protección, ni tampoco entre los dos tiempos de muestreo (tabla 8).

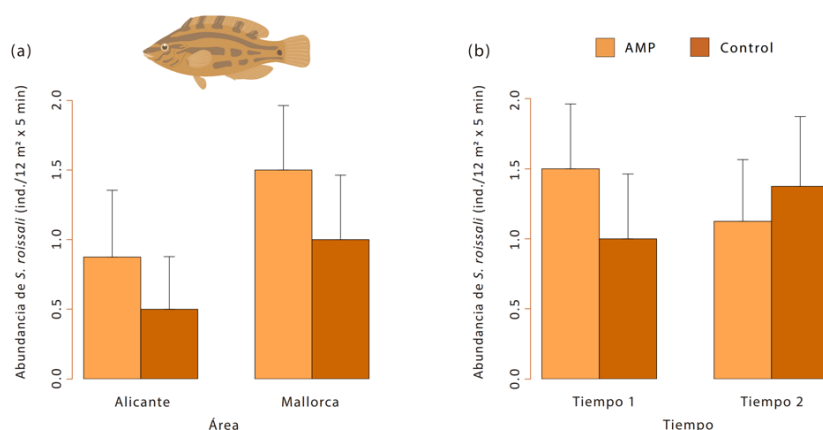


Figura 19. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min \pm error típico) de *S. roissali* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min \pm error típico) de *S. roissali* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Symphodus rostratus*: La especie *S. rostratus* fue censada únicamente y de forma esporádica en la zona control de Mallorca (Punta d'es Carregador), dominando sobre el resto de zonas muestreadas en abundancia de esta especie (figura 20a). Sin embargo, no se llegaron a detectar diferencias significativas asociadas al factor nivel de protección y área (tabla 7). Del mismo modo, dentro del área de Mallorca para los dos tiempos de muestreo *S. rostratus* fue registrado únicamente en la zona control durante el primer tiempo, dominando sobre el resto de zonas muestreadas en abundancia de esta especie (figura 20b). Sin embargo, no se llegaron a detectar diferencias significativas con respecto al factor protección y tiempo (tabla 8).

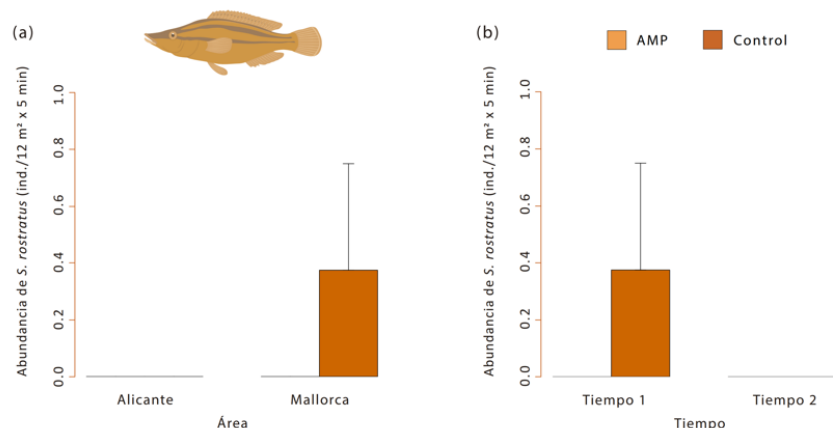


Figura 20. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. rostratus* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. rostratus* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Sarpa Salpa*: La abundancia de *S. salpa* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 21a), especialmente en la RM de Tabarca, a pesar de no detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección y área (tabla 7). Dentro del área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, *S. salpa* mostró una clara tendencia a presentar niveles más altos en el AMP (figura 21b), especialmente en el segundo tiempo, pero sin detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección y tiempo (tabla 8).

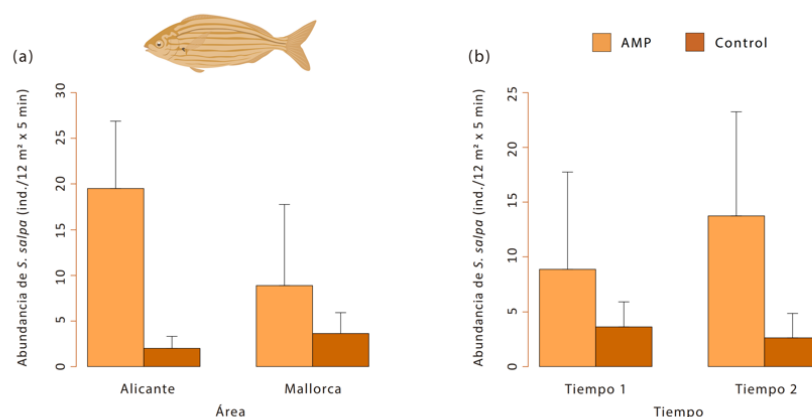


Figura 21. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. salpa* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. salpa* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Serranus scriba*: La abundancia de *S. scriba* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 22a), encontrando diferencias significativas con respecto al nivel de protección, pero no entre las áreas (tabla 7). Dentro del área de Mallorca, para los dos tiempos de muestreo, a pesar de observar unos niveles más altos en el AMP (figura 22b) no se detectaron

diferencias significativas con respecto al nivel de protección, ni entre los tiempos (tabla 8).

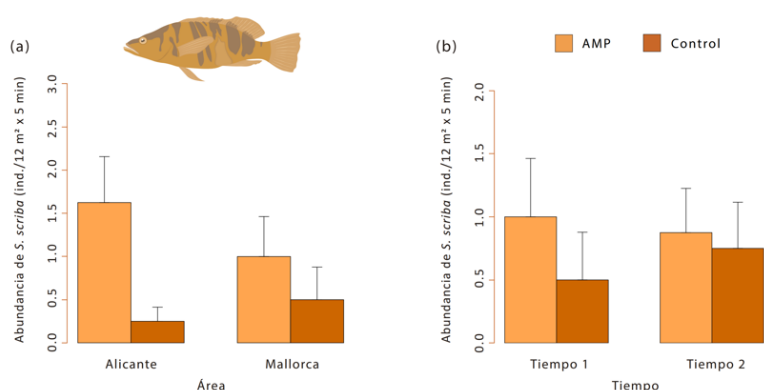


Figura 22. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. scribe* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. scribe* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Symphodus tinca*: La abundancia de *S. tinca* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 23a), a pesar de no encontrar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 7). Tampoco se detectaron diferencias significativas asociadas al factor área (tabla 7). A la hora de contrastar la variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, los niveles de abundancia fueron más altos en el AMP únicamente en el primer tiempo de muestreo, igualándose los niveles con la zona control durante el segundo tiempo (figura 23b). De esta forma, no se llegaron a detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 8). Las diferencias entre tiempos de muestreo tampoco resultaron significativas (tabla 8).

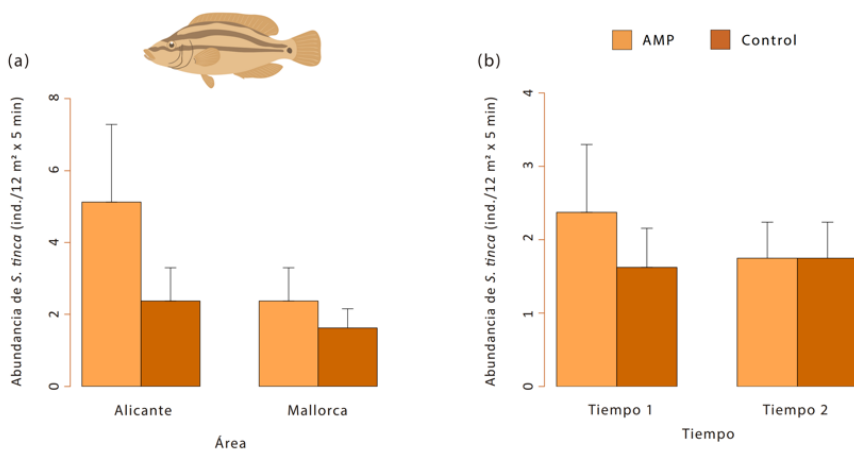


Figura 23. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. tinca* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *S. tinca* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

· *Thalassoma pavo*: La abundancia de *T. pavo* mostró tendencia a presentar niveles más altos en las AMPs (figura 24a), a pesar de no detectar diferencias significativas con respecto al nivel

de protección (tabla 7). Se llegan a apreciar ligeras diferencias ligadas al factor área, con valores superiores en Mallorca, pero sin resultar significativas (tabla 7). La variabilidad temporal en Mallorca continuó mostrando una tendencia a presentar niveles más altos en el AMP (figura 24b), pese a no detectar diferencias significativas con respecto al nivel de protección (tabla 8). Las diferencias ligadas al factor tiempo no resultaron significativas (tabla 8).

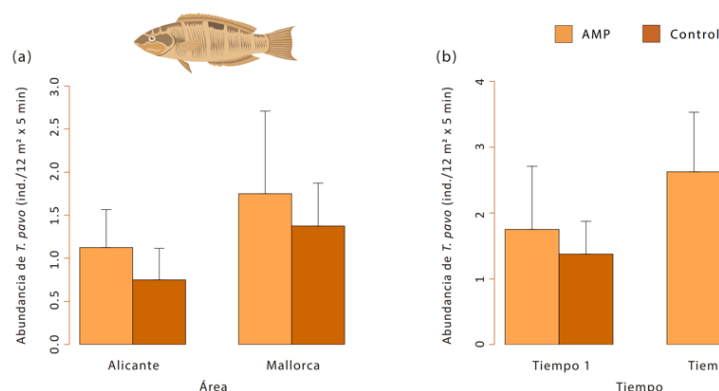


Figura 24. (a) Abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *T. pavo* en las dos áreas de estudio, para cada nivel de protección y (b) abundancia media (ind./12 m² x 5 min ± error típico) de *T. pavo* en los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca, para cada nivel de protección.

3.3. ESTRUCTURA MULTIVARIANTE DEL POBLAMIENTO ÍCTICO

Los resultados obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional para la abundancia del poblamiento íctico de Alicante y Mallorca, han mostrado un patrón de agrupación diferenciado entre las muestras procedentes de las AMPs y las procedentes de las zonas control (figura 25a). Por el contrario, a nivel de área y localidad no se ha observado ningún patrón en la distribución de las muestras, sin poder establecer agrupaciones coherentes en dichas escalas espaciales y quedando así entremezclados los censos realizados en Alicante y Mallorca (figura 25a).

Con respecto a la variabilidad temporal de los datos, los resultados obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional para la abundancia del poblamiento íctico de Mallorca, han mostrado un patrón similar de agrupación más o menos diferenciado entre las muestras procedentes del AMP y las procedentes de la zona control (figura 25b). A nivel de tiempo y localidad tampoco se ha observado ningún patrón en la distribución de las muestras, quedando entremezclados los censos realizados en cada tiempo, sin agrupaciones (figura 25b).

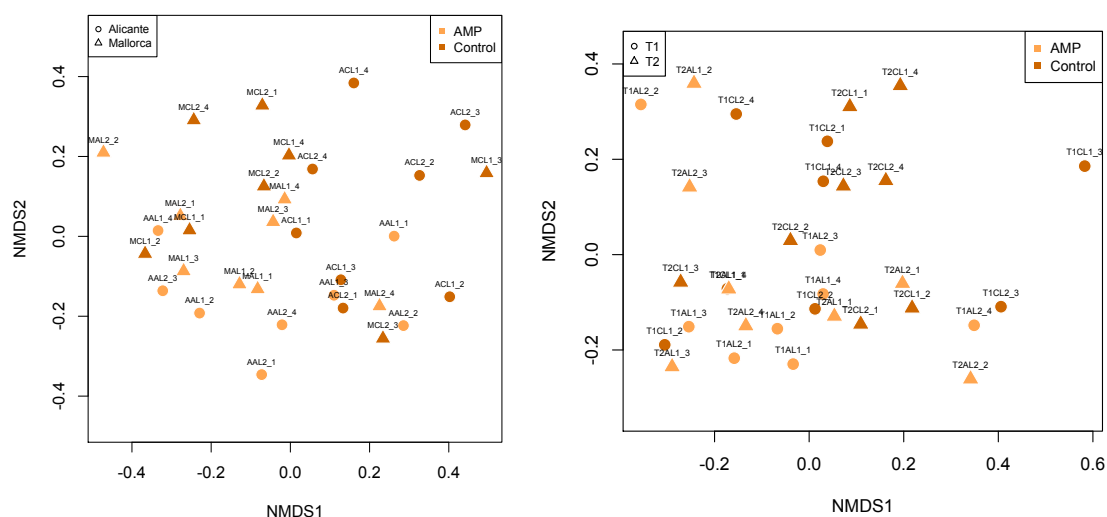


Figura 25. (a) Ordenación bidimensional del nMDS para las abundancias de las especies observadas en cada censo de las dos áreas del estudio (stress: 0.188) y (b) Ordenación bidimensional del nMDS para las abundancias de las especies observadas en cada censo de los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca (stress: 0.172). Para cada punto, el primer dígito indica el área (a) de muestreo (A: Alicante, M: Mallorca) o el tiempo (b) de muestreo (T1: Tiempo, T2: Tiempo 2), el segundo el nivel de protección (A: AMP, C: Control), el tercero la localidad (L1: localidad 1, L2: localidad 2) y el último la réplica (1,2,3,4).

Tabla 9. Resultados del análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA) con tres factores (A: área, P: protección, L: localidad) de la abundancia del poblamiento íctico en cada censo de las dos áreas del estudio. g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$).

Fuentes de variación	g. l.	C. M.	F	F-versus
A	1	4390.1760	3.0419 *	L (A x P)
P	1	6321.6089	4.3801 ***	L (A x P)
L (A x P)	4	1443.2447	0.6423	Residual
A x P	1	645.3041	0.4471	L (A x P)
Residual	24	2246.9824		
Total	31			

Tanto en la evaluación de la variabilidad espacial del poblamiento íctico en las áreas de Alicante y Mallorca, con un valor de estrés del MDS de 0.188, como la evaluación de la variabilidad temporal del poblamiento en el área de Mallorca, con un valor de estrés del MDS de 0.172, indicaron en ambos casos una buena representatividad en la realidad del análisis.

El posterior análisis PERMANOVA, desarrollado para contrastar la información revelada por los MDS, detectó diferencias significativas en la abundancia de las áreas de Alicante y Mallorca a nivel de protección (tabla 9), tal y como se ha observado en el correspondiente MDS (figura 25). Además se llegó a observar como las diferencias entre las dos áreas de estudio resultaron

significativas (tabla 9), a diferencia del patrón observado en el MDS (figura 25), asociado a la variabilidad espacial del área.

Tabla 10. Resultados del análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA) con tres factores (T: tiempo, P: protección, L: localidad) del poblamiento íctico en cada censo de los dos tiempos de muestreo dentro del área de Mallorca. g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$).

Fuentes de variación	g. l.	C. M.	F	F-versus
T	1	- 208.5203	- 0.2085	L (T x P)
P	1	4126.5929	- 18.4588	T x P
L (T x P)	4	1000.2999	0.4352	Residual
T x P	1	- 223.5567	- 0.2235	L (T x P)
Residual	24	2298.3810		
Total	31			

El efecto del nivel de protección sobre la abundancia del poblamiento íctico de Mallorca para cada tiempo de muestreo, observado en los MDS (figura 25b), no fue detectado por el PERMANOVA (tabla 10). Tampoco se mostraron diferencias con respecto al tiempo o localidad de muestreo (tabla 10).

4. DISCUSIÓN



4.1. EVALUACIÓN DEL EFECTO RESERVA

Las eficiencia de un área marina protegida como herramienta de conservación y restauración depende del efecto que genere sobre las comunidades marinas. Con el establecimiento de un área marina protegida se espera una mejora de la estructura del poblamiento íctico, concretamente con el aumento de los parámetros biológicos que la definen, como es el caso de la abundancia (Bohnsack, 1996; Bohnsack, 1998; Roberts *et al.*, 2001; Russ, 2002; Halpern, 2003; Pelletier *et al.*, 2005; Gordo *et al.*, 2018), la riqueza específica de especies (Côté, Mosqueira y Reynolds, 2001; García-Charton *et al.*, 2004; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Lester *et al.*, 2009) y la diversidad (Bayle, 1999; Halpern y Warner, 2002; Claudet *et al.*, 2006; Stelzenmüller, Maynou y Martín, 2009; Gosney, 2013; Pierpaolo *et al.*, 2013; Starr *et al.*, 2015). En el presente estudio, tanto la riqueza específica como la abundancia total muestran valores superiores en las AMPs con respecto a las zonas sin protección, corroborado por unas tendencias que han resultado significativas. Sin embargo la diversidad muestra niveles similares entre las distintas zonas, indiferente al nivel de protección y sin diferencias significativas.

Se ha observado un aumento de la riqueza específica de especies dentro de las AMPs con diferencias significativas en relación al nivel de protección. Diversos estudios han detectado la misma tendencia (Francour, 1994; Russ y Alcala, 1998; Chiappone *et al.*, 2000; Lester y Halpern, 2008) sobretodo en lo que respecta a las comunidades ícticas de fondo rocoso (García-Charton *et al.*, 2004; Edgar y Stuart-Smith, 2009; Guidetti *et al.*, 2014). Estas diferencias se deben a la presencia de determinadas especies únicamente en las AMPs como es el caso de *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo*, *Epinephelus marginatus* y *Labrus viridis*, así como la presencia de otras de forma anecdótica en las áreas control, como *Symphodus rostratus* y *Mullus surmuletus*. De forma similar a la composición de especies obtenido por Bell (1983), la comunidad íctica asociada a los fondos rocosos litorales se ha caracterizado por el predominio de especies pertenecientes a tres familias: Labridae, Sparidae y Serranidae. Muchas de estas especies son territoriales con áreas de distribución limitadas y bajas variaciones interanuales, encontrándose dictados principalmente por los patrones estacionales y la temperatura del agua (Claudet *et al.*, 2006). Aunque el número de especies difirió ligeramente entre ambas reservas marinas, con niveles levemente superiores en Alicante, no se detectó variabilidad espacial para el número de especies en las escalas espaciales incorporadas, ni por área ni localidad. Del mismo modo, a pesar de no detectar variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, la abundancia total del poblamiento fue siempre significativamente superior en el AMP. Un incremento de la riqueza específica puede encontrarse directamente relacionado con hábitats de mejor calidad o más variables dentro de las AMPs (Côté, Mosqueira y Reynolds, 2001). Además, según Bates *et al.* (2014) un mayor número de especies por parte de las comunidades de un AMP puede llegar a favorecer a la resiliencia del ecosistema marino a factores de estrés como el cambio climático o especies invasoras (citado en Coleman *et al.*, 2015).

Las dos reservas marinas mostraron una mejora en la abundancia total del poblamiento íctico en respuesta a la protección, manifestando diferencias significativas con respecto a las zonas sin protección. Concretamente, tanto la mayor abundancia observada por parte de todas las especies vulnerables a la pesca en las dos reservas marinas, excepto *Mullus surmuletus*, así como la presencia exclusiva de alguna de estas especies dentro de las AMPs (*Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo* y *Epinephelus marginatus*) se correlaciona fuertemente con la disminución de la mortalidad por pesca dentro de las áreas marinas protegidas en respuesta al efecto reserva propiciado. Un patrón observado en varias AMPs del Mediterráneo como el de Banyuls (Bell, 1983), Cabrera (Reñones *et al.*, 1997), Cerbère-Banyuls (Jouvenel y Pollard, 2001), Cabo de Palos (García-Charton *et al.*, 2004) contrastan una abundancia superior dentro del AMP. Por ejemplo, Jouvenel y Pollard (2001) observaron que la abundancia de dos

especies objetivo importantes para la pesca submarina (*Dicentrarchus labrax* y *Sparus aurata*) mostraron niveles superiores de abundancia dentro de la AMP. A pesar de que la abundancia total difirió ligeramente entre ambas reservas marinas, con niveles levemente superiores en la RM de Tabarca, la variabilidad espacial no resultó significativa a escala de áreas y localidades. Del mismo modo, a pesar de no detectar variabilidad temporal dentro del área de Mallorca, la abundancia total del poblamiento fue siempre significativamente superior en el AMP. Únicamente en el análisis de la estructura multivariante del poblamiento, si que se diferenciaron significativamente las dos áreas de estudio, así como entre a nivel de protección.

Resultados similares a los obtenidos para los parámetros de abundancia y riqueza de especies fueron observados por Halpern (2003) que afirmó como la creación de una reserva marina, en promedio, duplicó la abundancia y aumentó la riqueza de especies en un 20 - 30% en relación con los valores de las áreas no protegidas, así como por Harmelin-Vivien *et al.* (2008) que mostraron como la estructura del poblamiento íctico de hábitat rocoso en 6 AMPs evaluadas presentaba valores más altos de riqueza de especies de peces (-1.1) y abundancia (-1.3) dentro de las AMPs en comparación con la zona de pesca adyacente.

La diversidad del poblamiento íctico no se mostró influenciado por el efecto de la protección, bajo la ausencia de diferencias significativas entre las AMPs y zonas sin protección. Uno de los problemas de este parámetro empleado es que se encuentra afectado tanto por la riqueza como la abundancia de especies, sin tener en consideración su indentidad ya que las distintas especies experimentan estrategias de vida muy diferentes. El uso de índices de diversidad de especies como parámetro indicador para la detección de cambios es menos significativo que el uso de cambios en las densidades o tamaños de los peces (Starr *et al.*, 2015). Los resultados obtenidos pueden deberse al efecto ruido introducido por la presencia o ausencia de cardúmenes de especies de marcado carácter pelágico como ha sido el caso de *Chromis chromis*, *Oblada melanura* o *Sarpa salpa*, representadas por grandes grupos de individuos (García-Rubies y Zabala, 1990; Forcada, 2007). En consecuencia, los resultados pueden resultar vagos e imprecisos en relación con el estudio del efecto de la protección sobre la ictiofauna litoral. Aunque existe evidencia de la mejora en la diversidad de los poblamientos ícticos dentro de las AMPs como se ya se ha mencionado, en especial sobre comunidades de fondo rocoso (Claudet *et al.*, 2006), los resultados obtenidos manifiestan el mismo patrón observado por varios estudios donde las comunidades de fondo rocoso de distintas zonas, independientemente del nivel de protección, muestran una similitud considerable en sus índices de diversidad (Bell, 1983; García Rubiés y Zabala, 1990; Carcía-Charton *et al.*, 2004; Coleman *et al.*, 2015).

El patrón de variabilidad de los parámetros biológicos observado en este estudio, se relaciona estrechamente con los resultados obtenidos por García-Rubies y Zabala (1990) en la reserva marina de las Islas Medes donde tanto los niveles de abundancia como la riqueza de especies de fondo rocoso resultó significativamente superior dentro del AMP y sin diferencias con respecto a la diversidad de la población.

A nivel de especie además de las diferencias más claras entre reserva y control en términos de abundancia por parte de las especies objetivo de la pesca mencionado anteriormente. La tendencia observada por parte de la única especie herbívora registrada, *Sarpa salpa*, con unos niveles superiores de abundancia en la RM de Tabarca, sin resultar significativos con respecto a la RM del Toro, se debe principalmente a una mayor presencia de *Posidonia oceanica* como señala de Forcada (2007), a diferencia del predominio de fondos rocosos en la RM del Toro. Cabe destacar el registro de *Epinephelus marginatus* únicamente en la RM de Tabarca como especie de alto valor pesquero incluido por un lado en la lista roja de la UICN como en peligro de extinción y en riesgo de reducción dramática (Cornish y Harmelin-Vivien, 2004), además de incluirse el anexo III de la Convención de Bern (1995) y la Convención de Barcelona (1995) (Pastor *et al.*, 2009). La ausencia de especies como *E. marginatus* en los censos realizados en la RM del Toro puede deberse al alto gradiente batimétrico de la zona, ya que se ha demostrado como con los efectos de la presión pesquera las especies vulnerables tienden a desplazarse hacia aguas más profundas (García-Charton *et al.*, 2000).

En definitiva, el presente estudio proporciona evidencia de la capacidad de las reservas marinas de generar efectos positivos sobre la comunidad íctica asociada a fondos rocosos litorales, cumpliendo su objetivo como herramientas de gestión y conservación de recursos marinos. Los resultados obtenidos en las Reservas Marinas de la Isla de Tabarca e Isla del Toro, con respecto a la variabilidad de la estructura del poblamiento de fondo rocoso, concuerdan en términos generales con los patrones contemplados en las comunidades ícticas de fondo rocoso de otras áreas marinas protegidas (Bell, 1983; García-Rubies y Zabala, 1990; Reñones *et al.*, 1997; Jouvenel y Pollard, 2001; Claudet *et al.*, 2006; García-Charton *et al.*, 2004; García-Charton *et al.*, 2009; Edgar y Stuart-Smith, 2009; Pierpaolo *et al.*, 2013; Coleman *et al.*, 2015).

4.2. DISEÑO DE LAS RESERVAS MARINAS

Son múltiples los factores potenciales que pueden explicar las diferencias en la magnitud del efecto de protección de las dos reservas marinas ubicadas en diferentes sectores. Se debe tener en consideración diversos aspectos relacionados con el diseño de las reservas, el cual varía

también en función de las especies a proteger, ya que el efecto de protección difiere entre especies con diferente ciclo biológico y rasgos ecológicos (Claudet *et al.*, 2010).

En primer lugar, la teoría sugiere que en el diseño de un AMP, el tamaño es un factor importante que determina el grado de recuperación de las poblaciones dentro de una reserva (Halpern, 2003; Claudet *et al.*, 2008). El problema surge de la ausencia de un tamaño ideal aplicable, incluso se ha llegado a sugerir que cualquier tamaño incrementa la diversidad y densidad de las poblaciones aunque las más grandes tienden a ser más efectivas al contener una mayor proporción de hábitats críticos y procesos ecológicos, así como proteger una población más grande, produciendo más larvas y aumentando los subsidios de reclutamiento más allá de los límites de la reserva (Claudet *et al.*, 2008; Almany *et al.*, 2009). A pesar de ello, se ha observado como el tamaño se encuentra determinado en gran medida por los objetivos de gestión concretos (recogido en las normas de declaración) sobre las especies y hábitats objeto de protección de cada AMP (McLeod *et al.*, 2009). En las reservas marinas donde la declaración se justifica por la conservación de los recursos pesqueros así como de la biodiversidad asociada, como es el caso de la RM del Toro, se han recomendado reservas más pequeñas (0.5 - 1 km de diámetro). Además se trata de una de las reservas con más actividad recreativa donde se hace referencia a la necesidad de mantener la pesca tradicional y la deportiva de forma compatible con la conservación. Por el contrario, las reservas con objetivos relacionados con la biodiversidad y cambio climático, como es el caso de la RM de Tabarca, se recomiendan grandes reservas (4 - 20 km de diámetro) (Green *et al.*, 2014; López-Ornat *et al.*, 2014). En términos generales, según Moffitt *et al.* (2009) los efectos del tamaño de la reserva deben ser considerados en relación a la dinámica del área de distribución de una especie, ya que influirá en la proporción de desplazamiento de las especies a los caladeros adyacentes a la reserva marina (citado en Smith *et al.*, 2014). Incluso, recomendándose tamaños de reservas del doble del área de distribución de las especies que requieran protección (Green *et al.*, 2015).

Por otro lado, al tratarse el tiempo de protección o edad de una reserva marina de un importante factor que contribuye positivamente a la eficiencia ecológica de las AMPs, se observa como en el la RM del Toro se ha proyectado una protección de 14 años (hasta 2018) y en el caso de la RM de Tabarca, la cual destaca como la más antigua en España, presenta una edad de 32 años (hasta 2018). Han sido varios los estudios que han intentado describir el tiempo mínimo necesario para detectar efectos vinculados a la implementación de un AMP, variando desde pocos años (3 - 5 años) para observar diferencias (Halpern y Warner, 2002; García Charton *et al.*, 2004; Claudet *et al.*, 2006; Pierpaolo *et al.*, 2013) hasta edades medias entorno a los 10

años (Babcock *et al.*, 2010; Edgar *et al.*, 2014; Coleman *et al.*, 2015) e incluso décadas (Micheli *et al.*, 2004). En cualquier caso, las dos reservas marinas estudiadas han sido establecidas por un periodo de tiempo suficiente para que la protección haya manifestado su efecto y también desempeñan en ambos casos un cumplimiento efectivo de las regulaciones.

En lo que respecta a la gestión pesquera dentro de las AMPs, además de la conservación de la pesca artesanal por parte de muchas AMPs del Mediterráneo, los ecosistemas costeros se enfrentan al auge de las actividades de ocio, en particular la pesca recreativa (Cadiou *et al.*, 2008; Cardona y Morales-Nin, 2013; Prato *et al.*, 2016). Los impactos potenciales derivados de esta actividad sobre la fauna litoral son relativamente importantes, llegando en algunos casos a rivalizar con los de la pesca artesanal y los efectos biológicos podrían ser particularmente importante en las AMPs, como en el caso de la RM del Toro donde se permite esta modalidad de pesca (Cooke y Cowx, 2006; Lewin, Arlinghaus y Mehner, 2006; Lloret *et al.*, 2008a; Lloret *et al.*, 2008b; Prato *et al.*, 2016). En el caso de las Islas Baleares se trata de una de las principales actividades de ocio como lo indica el número de licencias de pesca que se expiden, donde en un censo de la población mallorquina llevada a cabo por Morales-Nin *et al.* (2005), se constató como entorno al 5.14 % de la población practicaban activamente la pesca recreativa, figurando por tanto como un factor determinante en la RM del Toro.

Las diferencias en las tendencias observadas entre las dos reservas marinas estudiadas, puede radicar en cierta medida en la explotación ejercida por la pesca recreativa permitida en la RM del Toro y por el contrario prohibida en Tabarca. Limitar el esfuerzo de pesca recreativa reduciría el impacto sobre los depredadores de alto nivel trófico que aumentaría la disponibilidad de capturas en niveles tróficos más altos para la pesca artesanal, con un mayor valor y beneficiando así a todo el ecosistema (Prato *et al.*, 2016).

En relación al tamaño de las AMPs y debido a la escasa superficie de protección de la RM del Toro, en comparación a otras reservas como la propia RM de Tabarca, se promueve su unión con la reserva marina vecina más cercana, la Reserva Marina de las Islas Malgrats situada a menos de 4 km, para integrar ambas áreas en una única reserva de mayor tamaño ya que se ha considerado que la gestión integrada de áreas extensas (es decir, AMPs de uso múltiple) es más efectiva que una serie de áreas pequeñas, aisladas y altamente protegidas (Agardy *et al.*, 2003). Además, el aumento de la superficie de la reserva permite gestionar con más facilidad la posibilidad de establecer una zona de reserva integral debido a su gran reconocimiento como el sistema de AMP más efectivo (Sala y Giakoumi, 2017).

Un problema que actualmente afecta a todas las AMPs pero que recibe poco reconocimiento, es la contaminación acústica o “ruido” generado por los motores de las embarcaciones marinas que provoca impactos negativos sobre las distintas comunidades marinas y en gran medida sobre el poblamiento íctico. El tipo de respuesta de los organismos marinos a los efectos del ruido va desde pequeños cambios temporales de comportamiento hasta la muerte inmediata (Popper y Hastings 2009). Impactos como la pérdida de capacidad auditiva, efectos sobre la distribución o el enmascaramiento de la comunicación acústica, son algunos de los efectos provocados por el tránsito de barcos (Bayle *et al.*, 2018). Los peces obtienen información sobre depredadores, presas, competidores y compañeros potenciales escuchando su entorno acústico (Lewin, Arlinghaus y Mehner, 2006). Existe evidencia del impacto acústico sobre especies litorales como *Chromis chromis*, *Sciaena umbra* y *Gobius cruentatus* (Codarin *et al.*, 2009), donde el paso de una pequeña embarcación a una velocidad de 6 nudos a una distancia de entre 1 a 10 metros reduce dramáticamente su capacidad para detectar sonidos.

En Tabarca, actualmente se ha desempeñado un plan marítimo de regulación para verano de 2018, bajo el nombre de “Navegación segura, mares limpios” donde entre varias medidas, se obliga a las embarcaciones de recreo navegando en la zona de protección de la reserva marina a regular su velocidad al mínimo compatible con el gobierno de la embarcación. En la Reserva Marina del Toro existe un hueco entre los dos últimos islotes de gran tamaño que es usado como corredor por los barcos para evitar rodear la reserva pasado el último islote “Isla del Toro” (figura 26). La circulación de estas embarcaciones de recreo alcanzando grandes velocidades puede resultar un impacto innecesario al atravesar la reserva marina.



Figura 26. Localización del corredor marino de la reserva marina de la Isla del Toro, entre el islote de Ses Barbines (3) y la pequeña Isla del Toretó (2), junto a imágenes del paso de embarcaciones por este corredor. Fotos: 3 de febrero de 2018.

Debido al aumento drástico del uso de transportes acuáticos para actividades de ocio o de pesca, especialmente en los meses de verano, se precisa de una regulación de velocidades sobretodo en las AMPs. En el caso de la Reserva Marina de la Isla del Toro, al pasar las embarcaciones recreativas por encima de zonas muy someras que conectan los dos islotes, se crea un mayor impacto sobre las comunidades de esos fondos y adyacentes. De esta forma, se propone la medida de situar boyas de advertencia en las entradas del corredor, para que no se produzca el tránsito directo y así las embarcaciones tengan que rodear la reserva, más cerca de sus límites.

En definitiva son varios los factores a tener en cuenta en el diseño y la gestión de una reserva marina, que se encuentran además vinculados a la variabilidad de los poblamientos ícticos y son necesarios conocer para el diseño de nuevas reservas marinas y la mejora de las existentes

5. CONCLUSIÓN



- Los parámetros abundancia y riqueza específica del poblamiento íctico muestran una mejora en respuesta a los efectos de la protección. Por el contrario, la diversidad no manifiesta diferencias entre zonas con distinto nivel de protección, resultando un parámetro poco adecuado para evaluar el “efecto reserva”.

- Las medidas de protección se han evidenciado con las tendencias de la mayoría de especies a presentar mayores niveles de abundancia dentro de las AMPs además de la presencia exclusiva de especies vulnerables a la pesca como son *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo* y *Epinephelus marginatus*, pudiendo ser utilizadas como especies indicadoras del “efecto reserva”.

- La baja o casi nula variabilidad espacial y temporal detectada en el presente estudio, plantea la necesidad de incorporar factores de carácter espacial como la estructura del hábitat, debido a la mayor proporción de hábitats críticos en la Reserva Marina de Tabarca, o la profundidad, requerida en la Reserva Marina del Toro debido al alto gradiente batimétrico que presenta. Además de una replicación interanual, para así detectar los factores que determinan la variabilidad de las comunidades ícticas.

- Los diseños de las dos reservas marinas se ajustan a sus objetivos, ligados principalmente a los recursos pesqueros en el caso de la Reserva Marina del Toro y a la conservación de la

biodiversidad por parte de la Reserva Marina de Tabarca.

- La variación en los efectos estimados de estas dos reservas marinas es probablemente causada por una combinación de factores, incluyendo el tamaño, la edad y la gestión pesquera, entre otros. La variación en los efectos de las reservas existe y debe esperarse incluso dentro de la misma región geográfica. Las fuentes de tal variación en las comunidades de ambas reservas, claramente requieren de estudios adicionales.

5. CONCLUSION



- The parameters abundance and specific richness of the fish population show an improvement in response to the effects of protection. Conversely, diversity does not show differences between areas with different levels of protection, making it an unsuitable parameter for assessing the "reserve effect".

- Protective measures have been evidenced by the tendency of most species to have higher levels of abundance within MPAs and the exclusive presence of vulnerable species to fishing such as *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo* and *Epinephelus marginatus*, which can be used as indicators of the "reserve effect".

- The low or almost null spatial and temporal variability detected in the present study raises the need to incorporate spatial factors such as habitat structure, due to the greater proportion of critical habitats in the Tabarca Marine Reserve, or the depth, required in the Toro Marine Reserve due to the high bathymetric gradient. In addition to an interannual replication, in order to detect the factors that determine the variability of the fish communities.

- The designs of the two marine reserves are in line with their objectives, linked mainly to fishing resources in the case of the Toro Marine Reserve and to the conservation of biodiversity by the Tabarca Marine Reserve.

- The variation in the estimated effects of these two marine reserves is likely to be caused by a combination of factors, including size, age and fisheries management, among others. Variation in the effects of reserves exists and should be expected even within the same geographical region. The sources of such variation in the communities of both reserves clearly require further study.

6. REFERENCIAS



- Addison, P. (2011). The application of a good monitoring framework to marine biological monitoring: A global review of long-term Marine Protected Area monitoring programmes. *JNCC Report, 1 (455): 1- 60.*
- Agardy, T., Di Sciara, G. N. y Christie, P. (2011). Mind the gap: addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy, 35 (2): 226 - 232.*
- Agardy, T., Bridgewater, P., Crosby, M. P., Day, J., Dayton, P. K., Kenchington, R., Laffoley, D., McConney, P., Murray, P. A., Parks, J. E. y Peau, L. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13 (4): 353 - 367.*
- Alemany, F., Deudero, S., Morales-Nin, B., López-Jurado, J. L., Jansà, J., Palmer, M. y Palomera, I. (2006). Influence of physical environmental factors on the composition and horizontal distribution of summer larval fish assemblages off Mallorca island (Balearic archipelago, western Mediterranean). *Journal of Plankton Research, 28 (5): 473 - 487.*
- Alfaro, P., Andreu, J. M., Estévez, A., Pina, J. A. y Yébenes, A. (2008). El Cabo de las Huertas. *Itinerarios geológicos por la provincia de Alicante. Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente (Universidad de Alicante), 161 - 184 pp.*
- Almany, G. R., Connolly, S. R., Heath, D. D., Hogan, J. D., Jones, G. P., McCook, L. J., Mills, M., Pressey, R. L. y Williamson, D. H. (2009). Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs, 28: 339 - 351.*
- Álvarez, E., Grau, A. M., Marbà, N. y Carreras, D. (2015). Praderas de angiospermas marinas de las Islas Baleares. En: Ruiz, J. M., Guillén, J. E., Ramos Segura, A. & Otero, M. M. (Eds.). Atlas de las praderas marinas de España. *IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 179 - 219 pp.*
- Amores, A. y Monserrat, S. (2014). Hydrodynamic comparison between the north and south of Mallorca Island. *Journal of Marine Systems, 1 - 11 pp.*
- Anderson, M.J. (2005) *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. Department of Statistics, University of Auckland. New Zealand.

- Anderson, C. N. K., Hsieh, C., Sandin, S. A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R. M. y Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature volumen, 452: 835 - 839.*
- Ayala-Pérez, L. A., Terán-González, G. J., Flores-Hernández, D., Ramos-Miranda, J., y Sosa-López, A. (2012). Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Latin american journal of aquatic research, 40 (1): 63 - 78.*
- Auerheimer, C. (1983). *El geoambiente del municipio de alicante*. Universidad de Alicante. Gráficas Ciudad. Alcoy. 59 pp.
- Babcock, R. C., Shears, N. T., Alcala, A. C., Barrett, N. S., Edgar, G. J., Lafferty, K. D., McClanahan, T. R. y Russ, G. R. (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 107: 18256 - 18261.*
- Balbín, R., López, J. L., Flexas, M. M., Reglero, P., Vélez, P., González, C., Rodríguez, J. M., García, A. y Alemany, F. (2013). Interannual variability of the early summer circulation around the Balearic Islands: Driving factors and potential effects on the marine ecosystem. *Journal of Marine Systems, 1 - 12 pp.*
- Bates, A. E., Barrett, N. S., Stuart-Smith, R. D., Holbrook, N. J., Thompson, P. A. y Edgar, G. J. (2014). Resilience and signatures of tropicalisation in reef fish communities. *Nature Climate Change, 4: 62 - 67.*
- Bayle, J. T. (1999). *Ictiofauna de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante, Sudeste Ibérico): evaluación de las medidas de protección*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales, Unidad de Biología Marina. Universidad de Alicante. 349 pp.
- Bayle, J. T., Juanes, F., Rountree, R., Soriano, J., González-Correa, J. y Ruiz, J. F. (2018). *Recreational boat traffic effects on fish assemblages: first evidence of detrimental consequences at regulated mooring zones insensitive marine areas*. 27 pp.
- Bell, J. D. (1983). Effects of Depth and Marine Reserve Fishing Restrictions on the Structure of a Rocky Reef Fish Assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology, 20 (2): 357 - 369.*

· Bell, J. J. (2008). Connectivity between island Marine Protected Areas and the mainland. *Biological Conservation*, 141: 2807 - 2820.

· Bellier, E., Neubauer, P., Monestiez, P., Letourneur, Y., Ledireach, L., Bonhomme, P. y Bachet, F. (2013). Marine reserve spillover: Modelling from multiple data sources. *Ecological Informatics*, 18: 188 - 193.

· Bianchi, C. N. y Morri, C. (2000). Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (5): 367 - 376.

· Bijoux, J. P., Dagorn, L., Gaertner, J. C., Cowley, P. D. y Robinson, J., (2013). The influence of natural cycles on coral reef fish movement: implications for underwater visual census (UVC) surveys. *Coral Reefs*, 32 (4): 1135 - 1140.

· Biseau, A. (1998). Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aquatic Living Resources*, 11: 119 - 136.

· BOE Nº 75, de 28 de marzo de 2001. Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado. 55 pp.

· BOE Nº 92, de 16 de abril de 1980. Real Decreto 681/1980, de 28 de Marzo, sobre ordenación de la actividad pesquera nacional. 8204 - 8205 pp.

· BOE Nº 112, de 10 de mayo de 1986. Orden de 4 de abril de 1986 por la que se establece una reserva marina en la isla de Tabarca. 16769 - 16769 pp.

· BOE Nº 125, de 26 de mayo de 1982. Orden de 11 de mayo de 1982 por la que se regula la actividad de repoblación marítima. 13824 - 13825 pp.

· BOE Nº 227, de 22 de septiembre de 2015. La Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. 83588 - 83632 pp.

· BOE Nº 295, de 8 de diciembre de 2011. Real Decreto 1629/2011, de 14 de noviembre, por el que se declara como Área Marina Protegida y como Zona Especial de Conservación el espacio marino de El Cachucho, y se aprueban las correspondientes medidas de conservación. 130084 - 130138 pp.

· BOE Nº 299, de 14 de diciembre de 2007. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio

Natural y de la Biodiversidad. 51275 - 51327 pp.

· Boero, F., Bussotti, S., D'Ambrosio, P., Fraschetti, S., Guidetti, P. y Terlizzi, A. (2005) Biodiversity and Marine Protected Areas. *Biologia Marina Mediterranea*, 12: 1 - 22.

· Bohnsack, J. A. y Bannerot, S. P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Tech. Rep., NMFS 41*, 15 pp.

· BOIB Nº 65, de 13 de mayo de 2008. Resolución del secretario general de la Consejería de Agricultura y Pesca de 23 de abril de 2008, por la que se publica el Acuerdo de encargo de gestión a la empresa de Transformación Agraria, SA (TRAGSA), de 23 de abril de 2008, relativo al servicio para la vigilancia, mantenimiento e información de las reservas marinas del Levante de Mallorca, de las islas Malgrats y de la isla del Toro. 74 - 75 pp.

· BOIB Nº 78, de 3 de junio de 2004. Orden de la Consejera de Agricultura y Pesca de 28 de mayo de 2004, por la que se establece la reserva marina de la isla del Toro, comprendida entre Es Clot des Moro, la isla del Toro y Cala Refeubetx, y se regulan las actividades a desarrollar. 39 - 40 pp.

· Bordehore, C., Bayle, J. T. y Ramos, A. A. (2001). Composición y variabilidad del ictioplancton costero en la reserva marina de Tabarca, sudeste ibérico. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 17 (1 y 2): 61 - 71.

· Bortone, S. A. y Bohnsack, J. A. (1991). Sampling and studying fish on artificial reefs. In JG Halusky, ed. Artificial reef research diver,s handbook. Technical paper 63. *Florida Sea Grant College Program, University of Florida, Gainesville, Florida, USA*, 39 - 51 pp.

· Bortone, S. A., Kimmel, J. J. y Bundrick, C. M. (1989). A comparison of three methods for visually assessing reef fish communities: time and area compensated. *North Easter Gulf Science*, 10: 85 - 96.

· Bosch, M. y Sastre, A. (1976). Sobre la presencia y distribución de "Polyplacophora" en el litoral de Mallorca. *Boletín de la Sociedad de Historia Natural de Baleares*, 12: 25 - 32.

· Brander, K., Botsford, L. W., Ciannelli, L., Fogarty, M. J., Heath, M. R., Planque, B., Shannon, L. J. y Wieland, K. (2010). Human impacts on marine ecosystems. In *Marine Ecosystems and Global Change*, 41 - 71 pp.

- Brock, V. F. (1954). A Preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*, 18: 297 - 308.

- Cabral, R. B., Gaines, S. D., Johnson, B. A., Bell, T. W. y White, C. (2017). Drivers of redistribution of fishing and non-fishing effort after the implementation of a marine protected area network. *Ecol Appl*, 27 (2): 416 - 428.

- Cadiou, G., Boudouresque, C., Bonhomme, P. y Le Diréach, L. (2008). The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): a success story?. *Ices Journal of Marine Science*, 66: 41 - 49.

- Cardona, F. y Morales-Nin, B. (2013). Anglers' perceptions of recreational fisheries and fisheries management in Mallorca. *Ocean & Coastal Management*, 82: 146 - 150.

- Castro Hernández, J. J., Hernández López, J. L., Pérez González, Y., Santana Ortega, A. T., Castro Arbelo, D., Betancor Alvarado, A. y Hernández, M. A. (2007). Seguimiento científico de los sistemas de arrecifes artificiales ubicados en el litoral de las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y La Palma. *Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria*, 259 pp.

- Charbonnel E., Francour P. y Harmelin, J. G. (1997). Finfish population assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. *In European Artificial Reefs Research. Proceedings of the 1st EARRN conference, Ancona, Italy, March 1996, Jensen A.C., ed, Southampton Oceanography Centre publ., Southampton*, 261 - 277 pp.

- Chuenpagdee, R., Pascual-Fernandez, J. J., Szelienszky, E., Alegret, J. L., Fraga, J. y Jentoft, S. (2013). Marine protected areas: re-thinking their inception. *Marine Policy*, 39: 234 - 240.

- Claudet, J. y Guidetti, P. (2010). Improving assessments of marine protected areas. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 20: 239 - 242.

- Claudet, J., Roussel, S., Pelletier, D. y Rey-Valette, H. (2006). Spatial management of near shore coastal areas: the use of Marine Protected Areas (MPAs) in a fisheries management context. *Life Environ.*, 56 (4): 301 - 305.

- Claudet J., Pelletier D., Jouvenel J. Y., Bachet, F. y Galzin, R. (2006). Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean

marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349 - 369.

· Claudet, J., Osenberg, C., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J., Pérez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J. M., Dimech, M., Falcón, J., Guala, I., Milazzo, M., Sanchez-Meca, J., Somerfield, P., Stobart, B., Vandeperre, F. y Planes, S. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481 - 489.

· Claudet, J., Osenberg, C., Domenici, P., Badalamenti, F., Milazzo, M., Falcón, J., Bertocci, I., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, J., Goñi, R., Borg, J., Forcada, A., de Lucia, G., Pérez-Ruzafa, A., Afonso, P., Brito, A., Guala, I., Diréach, L., Sanchez-Jerez, P., Somerfield, P. y Planes, S. (2010). Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications*, 20 (3): 830 - 839.

· Cochran, W. G. (1951). Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17 - 32.

· Codarin, A., Wysocki, L. E., Ladich, F. y Picciulin, M. (2009). Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Mar Pollut Bull.*, 58 (12): 1880 - 1887.

· Coleman, M. A., Bates, A. E., Stuart-Smith, R. D., Malcolm, H. A., Harasti, D., Jordan, A., Knott, N. A., Edgar, G. J. y Kelaher, B. P. (2015). Functional traits reveal early responses in marine reserves following protection from fishing. *Divers Distrib.*, 12 pp.

· Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R. y Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (4): 465 - 480.

· Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogia, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M. S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C. M., Lotze, H. K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J. I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R. y Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLOS ONE* 5 (8): 1- 36.

- Coll Montserra, J. (2013). Avaluació dels esculls artificials i de les reserves marines com a eines de gestió dels recursos íctics litorals a les Illes Balears. Tesis doctoral Universidad de las Islas Baleares, 130 pp.
- Colombo, F. (2007). Geología de España. *Rev. Asoc. Geol. Argent.*, 62 (2): 25 - 325.
- Cooke, S. J. y Cowx, I. G. (2006). Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biol Conserv*, 128: 93 - 108.
- Côté, I. M., Mosqueira, I. y Reynolds, J. D. (2001). Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, 59: 178 - 189.
- De Freitas, D. M., Sutton, S. G., Moloney, J. M., Lédée, E. J. I., y Tobin, R. C. (2013). Spatial substitution strategies of recreational fishers in response to zoning changes in the Great Barrier Reef Marine Park. *Marine Policy*, 40: 145 - 153.
- De Girolamo, M. & Mazzoldi, C. (2001). The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Environ. Res.*, 51: 1 - 16.
- Del Burgo Ramírez, A. (2009). Red Natura 2000 marina en España en el marco de la Ley 42/2007. Situación actual y perspectivas. 39 pp.
- Di Franco, A., Bodilis, P., Piante, C., Di Carlo, G., Thiriet, P., Francour, P. y Guidetti, P. (2014). Fishermen Engagement, a Key Element to the Success of Artisanal Fisheries Management in Mediterranean Marine Protected Areas. *MedPAN North Project, WWF France*, 135 pp.
- Di Franco, A., Bussotti, S., Navone, A., Panzalis, P. y Guidetti, P. (2009). Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar Ecol Prog Ser*, 387: 275 - 285.
- Di Lorenzo, M., Claudet, J. y Guidetti, P. (2016). Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *Journal for Nature Conservation* 32: 62 - 66.
- DOGV Nº 397, de 27 de junio de 1986. Orden de 4 de abril de 1986, de la Conselleria de Agricultura y Pesca, por la que se establece una Reserva Marina en la Isla de Tabarca.

- DOGV Nº 5373, de 24 de octubre de 2006. Decreto 163/2006, de 20 de octubre, del Consell, por el que se ordena la reserva marina de interés pesquero de la Sierra de Irta. 12188 pp.
- Dugan, J. E. y Davis, G. E. (1993). Application of marine refugia to coastal fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2029 - 2041.
- D'Agostini, A., Gherardi, D. F. M. y Pezzi, L. P. (2015). Connectivity of Marine Protected Areas and Its Relation with Total Kinetic Energy. *PLoS ONE*, 10 (10), 19 pp.
- D'Aloia, C. C., Bogdanowicz, S. M., Francis, R. K., Majoris, J. E., Harrison, R. G. y Buston, P. M. (2015). Patterns, causes, and consequences of marine larval dispersal. *Proc Natl Acad Sci USA*, 112: 13940 - 13945.
- Edgar, G. J. y Stuart-Smith, R. D. (2009). Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities - a continental-scale analysis. *Mar Ecol Prog Ser*, 388: 51 - 62.
- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barrett, N. S., Becerro, M. A., Bernard, A. T. y Berkhout, J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506: 216 - 220.
- Estévez, A., Vera, J. A., Alfaro, P., Andreu, J. M., Tent-Manclús, J. E. y Yébenes, A. (2004). Geología de la provincia de Alicante. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, (12.1): 2 - 15.
- Falcón, J., Bortone, S. A., Brito, A. y Bundrick, C. M. (1996). Structure of and relationships within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. *Marine Biology*, 125: 215 - 231.
- Fernández de Puellas, M. L., Jansá, J., Gomis, C., Gras, D. y Amengual, B. (1997). Variación de las principales variables oceanográficas y planctónicas en una estación nerítica del mar Balear. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 13 (1 y 2): 13 - 33.
- Follesa, M. C., Cannas, R., Cau, A., Cuccu, D., Gastoni, A., Ortu, A., Pedoni, C., Porcu, C. y Cau, A. (2011). Spillover effects of a Mediterranean marine protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) resource. *Aquatic Conservation of Marine and Freshwater Ecosystems*, 21 (6): 564 - 572.
- Forcada, A. (2007). *Evaluación de las Áreas Marinas Protegidas y su efecto en esquerías artesanales del Mediterráneo occidental*. Tesis doctoral Universidad de alicante, 402 pp.

- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P. y Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology-Progress Series*, 379: 197 - 211.
- Forcada, A., Valle, C., Sánchez-Lizaso, J. L., Bayle, J. T. y Corsi, F. (2010). Structure and spatio-temporal dynamics of artisanal fisheries around a Mediterranean marine protected area. *Ices Journal of Marine Science*, 67 (2): 191 - 203.
- Frascchetti, S., Guarnieri, G., Bevilacqua, S., Terlizzi, A. y Boero, F. (2013). Protection Enhances Community and Habitat Stability: Evidence from a Mediterranean Marine Protected Area. *PLOS ONE*, 8 (12): 1 - 13.
- Frascchetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L. y Boero, F. (2005). Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea: Objectives, Effectiveness and Monitoring. *Marine Ecology*, 23: 190 - 200.
- Frontier, S. (1986). La méthode des cotations d'abondance appliquée aux pêcheries artisanales. En: Frontier, S. (Ed.). *Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale*. CNRS, 263 - 285 pp.
- García-Charton, J. A. (1999). *Estructura espacial, dinámica temporal y hábitat del poblamiento de peces litorales mediterráneos*. Universidad de Murcia. Tesis doctoral, 1 - 343 pp.
- García-Charton, J. A. y Pérez-Ruzafa, A. (1998). Correlation Between Habitat Structure and a Rocky Reef Fish Assemblage in the Southwest Mediterranean. *P.S.Z.N.: Marine Ecology*, 19 (2): 111 - 128.
- García-Charton J. A. y Pérez-Ruzafa, A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917 - 934.
- García-Charton, J. A., Herrero, A., Esparza, O., Pérez-Ruzafa, A. y Marcos, C. (2006). Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. *Consejería de Agricultura y Agua – Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la Universidad de Murcia*, 116 pp.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle, J. T., Reñones, O. y Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161 - 182.

- García-Charton, J., González-Wangüemert, M., Marcos, C., Esparza, O., Félix-Hackradt, F., Hackradt, C. W., Treviño, J. O. y Pérez-Ruzafa, A. (2013). Áreas protegidas y conectividad en el medio marino. En: Esteve, M. A., Martínez, J. M. y Soro, B. (Eds.). Análisis ecológico, económico y jurídico de la red de espacios naturales en la región de Murcia. *Ediciones de la Universidad de Murcia*, 181 - 210 pp.
- García-Charton, J., Williams, I., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M. S., Koukouras, A. y Riggio, S. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 159 - 178.
- García-Charton, J. A., Segovia, M., Esparza, O., Martínez, J., Fernández, D., Hackradt, C. W., Treviño, J., Félix-Hackradt, F. C., Marcos, C. y Pérez-Ruzafa, A. (2009). Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. *Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*. 127 pp.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamenti, F., Benedetti-Cecchi, L., Falcón, J. M., Meelazo, M., Schembri, P. J., Stobart, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Dimech, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E. y Planes, S. (2008). Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16 (4): 193 - 221.
- García-Rubies A. y Zabala M. (1990). Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54 (4): 317 - 328.
- GBRMPA (1978). Great Barrier Reef Marine Park Authority Workshop on reef fish assessment and monitoring. *Workshop Series 1, Heron Island, Australia*, 64 pp.
- Gelabert, B. (1997). La estructura geológica de la mitad occidental de la isla de Mallorca. *Instituto tecnológico geominero de España. Memorias del IGME, Madrid*, 129 pp.
- Gell, F. R. y Roberts, C. M. (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18 (9): 448 - 455.
- Gladstone, W. (2007). Requirements for marine protected areas to conserve the biodiversity of rocky reef fishes. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 17: 71 - 87.

· GOIB (2017). Cuaderno de pesca recreativa en las Illes Balears. *Direcció General de Pesca y Medio Marino, Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca*, 37 pp.

· Gómez González, J. M. (2015). Derecho y políticas ambientales en las Islas Baleares. *Departament d'Urbanisme i Territori. Consell Insular de Mallorca. Revista catalana de dret ambiental*, 6 (2): 1 - 17.

· Gómez, S., Lloret, J., Demestre, M. y Riera, V. (2006). The Decline of the Artisanal Fisheries in Mediterranean Coastal Areas: The Case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management*, 34 (2): 217 - 232.

· Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Reñones, O., Criquet, G., Polti, S., Cadiou, G., Valle, C., Lenfant, P., Bonhomme, P., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Lizaso, J., García-Charton, J., Bernard, G., Stelzenmüller, V. y Planes, S. (2008). Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: Evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser*, 366: 159 - 174.

· Gonzaga González, D. A. y Arteaga Mackliff, P. A. (2009). *Composición, abundancia y diversidad íctica arrecifal en bajo radio, salinas-provincia De Santa Elena, Ecuador*. Tesis de Pregrado, 1 - 120 pp.

· González, F. M., Goy, J. L., Zazo, C. y Silva, P. G. (2001). Actividad eólica - cambios del nivel del mar durante los últimos 170.000 años (litoral de Mallorca, Islas Baleares). *Revista Cuaternario y Geomorfología*, 15 (3-4): 67 - 75.

· Gordo, A., Boada, J., García-Rubies, A. y Sagué, O. (2018). Free-diving underwater fish photography contests: a complementary tool for assessing littoral fish communities. *Scientia Marina*, 82 (2).

· Gosney, A. (2013). The Efficacy of Marine Protected Areas in Southern Leyte, Philippines: Implications on Fish Density and Diversity. *University of Leeds: school of Earth and Environment*, 35 pp.

· Graham, N., Wilson, S., Jennings, S., Polunin, N., Bijoux, J. y Robinson, J. (2006). Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, (22): 8425 - 8429.

· Green, A. L., Fernandes, L., Almany, G., Abesamis, R., McLeod, E., Aliño, P. M., White, A. T.,

Salm, R., Tanzer, J. y Pressey, R. L. (2014). Designing Marine Reserves for Fisheries Management, Biodiversity Conservation, and Climate Change Adaptation. *Coastal Management*, 42 (2): 143 - 159.

· Green, A. L., Maypa, A. P., Almany, G. R., Rhodes, K. L., Weeks, R., Abesamis, R. A., Gleason, M. G., Mumby, P. J. y White, A. T. (2015). Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 90: 1215 - 1247.

· Guidetti, P. y Sala, E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser*, 335: 43 - 56.

· Guidetti, P., Bianchi, C. N., Chiantore, M., Schiaparelli, S., Morri, C. y Cattaneo-Vietti, R. (2004). Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser*, 274: 57 - 68.

· Guidetti, P., Baiata, P., Ballesteros, E., Di Franco, A., Hereu, B., Macpherson, E., Micheli, F., Pais, A., Panzalis, P., Rosenberg, A. A. , Zabala, M. y Sala, E. (2014). Large-Scale Assessment of Mediterranean Marine Protected Areas Effects on Fish Assemblages. *PLOS ONE* 9 (4): 1 - 14.

· Guidetti, P., Milazzo, M., Bussotti, S., Molinari, A., Murenu, M., Pais, A., Spanò, N., Balzano, R., Agardy, T., Boero, F., Carrada, G., Cattaneo-Vietti, R., Cau, A., Chemello, R., Greco, S., Manganaro, A., Notarbartolo, G., Fulvio, G. y Tunesi, L. (2008). Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141 (3): 699 - 709.

· Halpern, B. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.*, 13: 117 - 137.

· Halpern, B. S. y Warner, R. R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.*, 5: 361 - 366.

· Halpern, B. S. y Warner, R. R. (2003). Matching marine reserve design to reserve objective. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270: 1871 - 1878.

· Halpern, B. S., Gaines, S. D. y Warner, R. R. (2004). Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1248 - 56.

· Halpern, B. S., Lester, S. E. y Kellner, J. B. (2009). Spillover from marine reserves and the

replenishment of fished stocks. *Environ. Conserv.*, 36: 268 - 276.

· Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. y Watson R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319: 948 - 952.

· Harborne, A., Mumby, P., Kappel, C., Dahlgren, C., Micheli, F., Holmes, K., Sanchirico, J., Broad, K. y Elliott, I. A. y Brumbaugh, D. (2008). Reserve effects and natural variation in coral reef communities. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1010 - 1018.

· Harmelin, J. G. (1987). Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *PSZNI: Marine Ecology*, 8: 263 - 284.

· Harmelin-Vivien, M. y Francour, P. (1992). Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology (PSZNI) MAECDR*, 13 (1): 41 - 51.

· Harmelin-Vivien, M. y Harmelin, J. G. (1975). Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la faune ichthyologique. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port - Cros*, 1: 47 - 52.

· Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Reñones, O., Sánchez-Jerez, P. y Valle, C. (2008). Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?. *Biological Conservation*, 141: 1829 - 1839.

· Harmelin-Vivien, M., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J. y Lasserre, G. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 467 - 539.

· Harrison, H. B., Williamson, D. H., Evans, R. D., Almany, G. R., Thorrold, S. R., Russ, G. R., Feldheim, K. A., van Herwerden, L. Planes, S., Srinivasan, M., Berumen, M. L. y Jones, G. P. (2012). Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Current Biology*, 22 (11): 1023 - 1028.

- Harvey, E., Fletcher, D., Shortis, M. y Kendrick, G. (2004). A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research* 55: 573 - 580
- Hawkins, J., Roberts, C., Tom Van't Hof, De Meyer, K., Tratalos, J., y Aldam, C. (1999). Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities. *Conservation Biology*, 13 (4): 888 - 897.
- Hoegh-Guldberg, O. y Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328 (5985): 1523 - 1528.
- Holland, D. S. y Brazee, R. J. (1996). Marine reserves for fisheries management. *Mar Resour Econ*, 11 (3): 157 - 171.
- Hsieh, C., Reiss, C. S., Hunter, J. R., Beddington, J. R., May, R. M. y Sugihara, G. (2006). Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature volumen*, 443: 859 - 862.
- Huntington, B. E., Karnauskas, M., Babcock, E. A. y Lirman, D. (2010). Untangling natural seascape variation from marine reserve effects using a landscape approach. *PLoS One*, 5: 1 - 9.
- IGME (2018). Mapa geotécnico general - Palma de Mallorca 10 - 7 (57). Instituto geológico y minero de España, ministerio de industria. Consultado el 6 mayo de 2018: <http://info.igme.es/carto-grafiadigital/portada/default.aspx?mensaje=true>.
- Jouvenel, J. y Pollard, D. A. (2001). Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 1 - 9.
- Jörgensen, T. L., Martin, E. C. y Burt, A. J. (2015). Spatial variability in habitat structure and heterogenic coral reef fish assemblages inside a small-scale marine reserve after a coral mass mortality event. *Ocean & Coastal Management*, 114: 32 - 41.
- Julius, P., Ngoile, M. y Mfilinge, P. (2016). Temporal and Spatial variability in Reef fish Density and Biomass within the Dar es Salaam Marine Reserve System, Tanzania. *WIO Journal of Marine Science*, 15 (1): 69 - 78.
- Lédée, E. J. I., Sutton, S. G., Tobin, R. C. y De Freitas, D. M. (2012). Responses and adaptation

strategies of commercial and charter fishers to zoning changes in the Great Barrier Reef Marine Park. *Marine Policy*, 36: 226 - 234.

· La Mesa, G., Molinari, A., Gambaccini, S. y Tunesi, L. (2011). Spatial pattern of coastal fish assemblages in different habitats in North-western Mediterranean. *Marine Ecology* (32): 104 - 114.

· Leenhardt, P., Low, N., Pascal, N., Micheli, F. y Claudet, J. (2015). The role of marine protected areas in providing ecosystem services. In: Belgrano, A., Woodward, G. Y Jacob, U. (eds.). *Aquatic functional biodiversity: an ecological and evolutionary perspective*. London: Elsevier Inc, 211 - 239 pp.

· Lester, S. E. y Halpern, B. S. (2008). Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 367: 49 - 56.

· Lester S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. J., Gaines, S. D., Airame, S. y Warner, R. R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33 - 46.

· Lewin, W. C., Arlinghaus, R. y Mehner, T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational angling: insights for conservation and management. *Reviews in Fisheries Science*, 14: 305 - 367.

· Lloret, J., Palomera, I., Salat, J. y Sole, I. (2004). Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography* 13, 102 - 110

· Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., Font, T., Casadevall, M. y Riera, V. (2008a). Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fish Res*, 94: 84 - 91.

· Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D. y Riviera, V. (2008b). Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, 91 (2-3): 252 - 259.

· López-Ornat, A., Atauri, J. A., Ruiz, C. y Múgica, M. (2014). Beneficios sociales y ambientales de las reservas marinas de interés pesquero. *Fundación Fernando González Bernáldez*, 1 - 86 pp.

- López, J. M^a. (2000). Cartografía geológica y estructuración tectónica del sector comprendido entre Pollença y la Bahía de Pollença (Mallorca). *Boletín Geológico y Minero*, 111 (5): 19 - 32.
- López, J. M^a., Sevillano, A., Mateos, R. M^a., Gelabert, B., Gimenez, J. y Morey, B. (2010) . La Geología de Mallorca: Una ventana a su pasado remoto Geología de la Bahía de Palma Domingo, 25 de abril 2010, 1 - 15 pp.
- Magurran, A. E. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones VEDRÁ, Barcelona. 200 pp.
- Mallol, S. y Goñi, R. (2017). Unintended changes of artisanal fisheries métiers upon implementation of an MPA. *Marine Policy*, 9 pp.
- Marco Molina, J. (2012). Aspectos geográficos del entorno físico: morfología de la costa de Nueva Tabarca. *Canelobre, Revista del Instituto de Cultura Juan Gil-Albert*, Vol. 60: 15 - 31.
- Martínez, A. M., Marín, A. y Ramírez, L. (1992). Los Poríferos de la provincia de Alicante (España). *Anales de biología*, 18: 7 - 18.
- Mascia, M. B., Claus, C. A. y Naidoo, R. (2010). Impacts of Marine Protected Areas on Fishing Communities. *Conserv Biol*, 24 (5): 1424 - 1429.
- McClanahan, T. R. y Mangi, S. (2000). Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10 (6): 1792 - 1805.
- McGowan, J., Bode, M., Holden, M. H., Davis, K., Krueck, N. C., Beger, M., Yates, K. L. y Possingham, H. P. (2018). Ocean zoning within a sparing versus sharing framework. *Theoretical Ecology*, 11: 245 - 254.
- McLeod, E., Salm, R., Green, A. y Almany, J. (2009). Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (7): 362 - 370.
- Mesnil, B. y Shepherd, J. G. (1990). A hybrid age-and length-structured model for assessing regulatory measures in multiple-species, multiple-fleet fisheries. *Journal du Conseil: ICES Journal of Marine Science*, 47:115 - 132.

- Micheli, F., Halpern, B., Botsford, L. W. y Warner, R. R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1709 - 1723.
- Milon, J. W., Suman, D. O., Shrivani, M. y Cochran, K. A. (1997). Commercial fishers' perceptions of marine reserves for the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Florida Sea Grant College Program M/ PD - 10*, 50 pp.
- Millot, C. (1999). Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20: 423 - 442.
- Monserrat, S., López-Jurado, J. L. y Marcos, M. (2008). A mesoscale index to describe the regional circulation around the Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71: 413 - 420.
- Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M. P., Grau, A. M., Riera, F., y Cerdà, M. (2005). The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 727 - 739.
- Moranta, J., Reviriego, B. y Coll, J. (1997). Contribución al conocimiento de la estructura de la comunidad íctica asociada a los fondos rocosos litorales de las islas del Toro y d'Es Malgrat (suroeste de Mallorca, Islas Baleares). *Publicaciones Especiales - Instituto Español de Oceanografía*, 23: 143 - 152.
- Morey, G., Coll, J., Navarro O. y Verger, F. (2016). Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós. Juliol de 2016. *Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears - Tragsatec*. 125 pp.
- Murphy, H. M. & Jenkins, G. P. (2010). Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61: 236 - 252.
- Nike, C. (2007). Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean. *Hydrobiologia* 580: 7 - 21.
- Ojeda-Martínez, C., Bayle-Sempere, J. T., Sánchez-Jerez, P., Salas, F., Stobart, B., Goñi, R., Falcón, J. M., Graziano, M., Guala, I., Higgins, R., Vandeperre, F., Le Direach, L., Martín-Sosa, P. & Vaselli, S. (2011). Review of the effects of protection in marine protected areas: current knowledge and gaps. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34 (1): 191 - 203.

- Okada, E. K., Agostinho, A. A. y Gomes, L. C. (2005). Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (3): 714 - 724.
- Palacios, M. M. y Zapata, F. A. (2011). Sesgos asociados a censos visuales de peces arrecifales en el pacífico oriental tropical: implicaciones del uso de transectos sencillos o de tamaño mixto, de la experiencia de los buzos y de la estimación de la talla. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 40: 117 - 138.
- Pastor, J., Verdoit-Jarraya, M., Astruch, P., Dalias, N., Pasqual, J. N., Saragoni, G. y Lenfant, P. (2009). Acoustic telemetry survey of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Marine Reserve of Cerbère-Banyuls: informations on the territoriality of this emblematic species. *Comptes Rendus Biologies*, 332 (8): 732 - 740.
- Pauly, D., Watson, R. y Alder, J. (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 360: 5 - 12.
- Pierpaolo, C., Gianluca, S., Gianfranco, M., Pietro, B., Teresa, R., Vincenzo, I. y Franco, A. (2013). The effects of protection measures on fish assemblage in the Plemmirio marine reserve (Central Mediterranean Sea, Italy): A first assessment 5 years after its establishment. *Journal of Sea Research*, 79: 20 - 26.
- Pelletier, D., García-Charton, J. A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M. y Galzin, R. (2005). Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquat. Living Resour.*, 18 (1): 15 - 33.
- Pérez-Ruzafa, A., Marín, E., Marcos, C., Zamarro, J. M., Stobart, B., Harmelin-Vivien, M., Polti, S., Planes, S., García-Charton, J. A. y González-Wanguemert, M. (2008). Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *J Nat Conservat*, 16: 234 - 255.
- Pinot, J. M., López-Jurado, J. L. & Riera, M. (2002). The CANALES experiment (1996 - 1998). Interannual, seasonal, and mesoscale variability of the circulation in the Balearic Channels. *Progress in Oceanography*, 55: 335 - 370.
- Popper, A. y Hastings, M. C. (2009). The effects of human generated sound on fishes. *Integrative Zoology*, 4: 43 - 52.

· Powella, A., Pelletiera, D., Jones, T. y Malleta, D. (2016). The impacts of short-term temporal factors on the magnitude and direction of marine protected area effects detected in reef fish monitoring. *Global Ecology and Conservation*, 8: 263 - 276.

· Prato, G., Barrier, C., Francour, P., Cappanera, V., Markantonatou, V., Guidetti, P., Mangialajo, L., Cattaneo-Vietti, R. y Gascuel, D. (2016). Assessing interacting impacts of artisanal and recreational fisheries in a small Marine Protected Area (Portofino, NW Mediterranean Sea). *Ecosphere*, 7 (12): 1 - 18.

· Ramos, A. A. (1985). La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *Publicaciones de la Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Alicante*. 196 pp.

· Ramos, A. A. (2012). La Reserva Marina de la Isla de Tabarca, una realidad después de un sueño. *Canelobre*, 60: 284 - 297.

· Reñones, O., Moranta, J., Coll, J. y Morales-Nin, B. (1997). Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park (Mallorca, western Mediterranean). *Sci Mar*, 61: 495 - 506.

· Revenga, S. y Laborda, C. (2016). La Red de Reservas Marinas y la Red Iberoamericana de Reservas Marinas. En: MAPAMA. Red de Reservas Marinas. Más de 30 años protegiendo nuestros mares. 39 pp.

· Reviriego, B., Moranta, J. y Coll, J. (1996). Cartografia bionòmica dels fons marins adjacents a les illes del Toro i d'es Malgrat (SW de Mallorca, illes Balears). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 39: 188 - 203.

· Ribeiro, C., Sedberry, G. R., Almeida, A. J., Biscoito, M. y Costa, L. (2006). Field comparison of transect, stationary point count and visual fast count methods for visual assessment of fish assemblages of rocky habitats in Madeira. *Occasional publication of the Irish biogeographical society*, 9: 83 - 103.

· Roberts, C. M., Bohnsack, J. A., Gell, F., Hawkins, J. P. y Goodridge, R. (2001). Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries. *Science*, 294 (5548): 1920 - 1923.

· Roca, I. y Moreno, I. (1985). Distribución de los cnidarios bentónicos litorales en tres localidades de la margen W de la bahía de Palma de Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 29: 19 - 50.

- Rodríguez, J. (1995). Las reservas marinas en el marco ecológico y oceanográfico del Mediterráneo occidental. En: Guirado Romero, J. S. (eds.). La gestión de los espacios marinos en el Mediterráneo Occidental: actas de la VII Aula de Ecología: Almería, 9 - 20 de diciembre, 1992. 13 - 28 pp.
- Rodríguez-Rodríguez, D. (2018). Rapid assessment of protection and ecological effectiveness of the Spanish Fishing Reserve Network. *Marine Policy*, 90: 29 - 36.
- Rodríguez-Rodríguez, D., Rodríguez, J., Abdul Malak, D., Nastasi, A. y Hernández, P. (2016). Marine protected areas and fisheries restricted areas in the Mediterranean: assessing “actual” marine biodiversity protection coverage at multiple scales. *Marine Policy*, 64: 24 - 30.
- Romero, J., Pérez, M., Alcoverro, T., Mateo, M. A. & Sanchez-Lizaso, J. L. (1998). Production ecology of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in Nueva Tabarca Marine Reserve: growth, biomass and nutrient stocks along a bathymetric gradient. *Oecol. Aquat.* 11, 111 - 121.
- Rubio, E.; Izquierdo, A.; Gago, J. F.; Rosselló, R.; Antón, J. & Ramos, A. A. (2016). Effects of the 2015 heat wave on benthic invertebrates in the Tabarca Marine Protected Area (southeast Spain), Marine Environmental Research. *Marine Environmental Research* 122: 135 - 142.
- Rudd, M. A. (2015). Pathways from marine protected area design and management to ecological success. *PeerJ*, 29 pp.
- Russ, G. R. (2002). Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. En: Sale, P.F. (Ed.). *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, 421 - 443 pp.
- Russ, G. R. y Alcala, A. C. (2004). Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia*, 138: 622 - 627.
- Sahyoun, R., Bussotti, S., Di Franco, A., Navone, A., Panzalis, P. y Guidetti, P. (2013). Protection effects on Mediterranean fish assemblages associated with different rocky habitats. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 93 (2): 425 - 435.
- Sala, E. y Giakoumi, S. (2017). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75 (3): 1166 - 1168.

· Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinis, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B. S., Hereu, B., Karamanlidis, A. A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A. A., Sales, M., Selkoe, K. A., Starr, R., Tomas, F. y Zabala, M. (2012). The Structure of Mediterranean Rocky Reef Ecosystems across Environmental and Human Gradients, and Conservation Implications. *PLOS ONE*, 7 (2): 1 - 13.

· Samy, M., Sánchez-Lizaso, J. L. y Forcada, A. (2011). Status of marine protected areas in Egypt. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34: 165 - 177.

· Sánchez-Lizaso, J. L. (1993). Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. *Tesis doctoral. Universidad de Alicante*, 121 pp.

· Shears, N. T., Grace, R. V., Usmara, N. R., Kerr, V. y Babcock, R. C. (2006). Long-term trends in lobster populations in a partially protected vs. no-take Marine Park. *Biological Conservation*, 132 (2): 222 - 231.

· Sciberras, M., Jenkins, S. R., Kaiser, M. J., Hawkins, S. J. y Pullin, A. S. (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence*, 2 (4): 1 - 31.

· Smith, A., Anderson, M., Russell, B. M. y Trevor, W. (2014). Effects of marine reserves in the context of spatial and temporal variation: An analysis using Bayesian zero-inflated mixed models. *Marine Ecology Progress Series*, 499: 203 - 216.

· Starr, R. M., Wendt, D. E., Barnes, C. L., Marks, C. I., Malone, D., Waltz, G., Schmidt, K. T., Chiu, J., Launer, A. L., Hall, N. C. y Yochum, N. (2015). Variation in Responses of Fishes across Multiple Reserves within a Network of Marine Protected Areas in Temperate Waters. *PLoS ONE*, 10 (3): 1 - 24.

· Stelzenmüller, V., Maynou, F. y Martín, P. (2009). Patterns of species and functional diversity around a coastal marine reserve: A fisheries perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19: 554 - 565.

· Stelzenmüller, V., Maynou, F., Bernard, G., Cadiou, G., Camilleri, M., Crec'hriou, R., Criquet, G., Dimech, M., Esparza, O., Higgins, R., Lenfant, P. y Pérez-Ruzafa, A. (2008). Spatial assessment

of fishing effort around European marine reserves: implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2018 - 2026.

· Stobart, B., Warwick, R., González, C., Mallol, S., Díaz, D., Reñones, O. y Goñi, R. (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47 - 60.

· Storero, L. P., Narvarte, M. A. y González, R. A. (2013). Marine Protected Areas: reserve effect or natural variability? The Patagonian octopus case. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93 (1);, 259 - 266.

· Suárez-de Vivero, J. L., Florido del Corral, D., Malvarez García, G., Ojeda Zújar, J. y Rodríguez Mateos, J. C. (2011). Atlas para la planificación espacial marítima. *Marine Plan - Universidad de Murcia*, 7 - 306 pp.

· Suman, D., Shivilani, M. y Milon, J. W. (1999). Perceptions and attitudes regarding marine reserves: a comparison of stakeholder groups in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Ocean & Coastal Management*, 42 (12): 1019 - 1040.

· Tent-Manclus, J. E., Baeza Carratalá, J. F., Soria Mingorance, J. M. y Soler Llorens, J. L. (2016). Las terrazas marinas al sur de la isla de Tabarca (Alicante, SE España). *Sociedad Geológica de España. Geo-Temas*, 16(2): 303 - 306.

· Thiel, R., Sepúlveda, A., Kafemann, R. y Nellen, W. (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* (46): 47 - 69.

· Trujillo, O. (2003). *Reclutamiento de peces de arrecife en Isla Cerralvo y Punta Perico, B. C. S., México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B. C. S., México, 84 pp.

· Underwood, A. J. (1991). Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 42: 569 - 587.

· Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 145 -178.

- Underwood, A. J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology*, 18: 99 - 116.
- Underwood, A. J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Application*, 4(1): 3 - 15.
- Underwood, A. J. (1997). Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. *Cambridge University Press*. 504 pp.
- Vandeperre, F., Higgins, R. M., Sánchez-Meca, J., Maynou, F., Goni, R., Martín-Sosa, P., Pérez-Ruzafa, A., Afonso, P., Bertocci, I., Crec'hriou, R., D'Anna, G., Dimech, M., Dorta, C., Esparza, O., Falcón, J. M., Forcada, A., Guala, I., Le Direach, L., Marcos, C., Ojeda-Martínez, C., Pipitone, C., Schembri, P. J., Stelzenmüller, V., Stobart, B. y Santos, R. S. (2011). Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 12: 412 - 426.
- Villa, F., Tunesi, L. y Agardy, T. (2002). Zoning marine protected areas through spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology* 16 (2): 515 - 526.
- Willis, T. J., Millar, R. B. y Babcock, R. C. (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Mar Ecol Prog Ser*, 198: 249 - 260.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. y Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314 (5800): 787 - 90.
- Zar, J. H. (1984). Biostatistical analysis. *Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA*. 718 pp.

7. ANEXOS



7.1. CRONOGRAMA

	2017		2018						
	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Busqueda bibliográfica									
Muestreo									
Análisis de los resultados									
Redacción de la memoria									
Revisión y corrección de la memoria									

7.2. FOTOS DE ESPECIES

Fotos de algunas de las especies registradas durante los censos visuales del presente estudio:



(A) *Epinephelus marginatus*, (B) *Labrus merula*, (C) *Symphodus rostratus*, (D) *Labrus viridis*, (E) *Diplodus cervinus*, (F) *Diplodus vulgaris*, (G) *Sarpa salpa*, (H) *Symphodus rostratus*, (I) *Serranus scriba*, (J) *Mullus surmuletus*, (K) *Thalassoma pavo*, (L) *Diplodus puntazzo*.